



TITLE:

活性汚泥法による都市下水処理に関する基礎的研究(Dissertation_全文)

AUTHOR(S):

河村, 清史

CITATION:

河村, 清史. 活性汚泥法による都市下水処理に関する基礎的研究. 京都大学, 1983, 工学博士

ISSUE DATE:

1983-01-24

URL:

<https://doi.org/10.14989/doctor.r4866>

RIGHT:

**活性汚泥法による都市下水処理に関する
基礎的研究**

昭和 57 年 9 月

河 村 清 史

活性汚泥法による都市下水処理に関する基礎的研究

正誤表

頁	場 所	誤	正
3	上から4行目	1時期	一時期
13	図2-1aの注)	2)~4)より作成	文献2)~4)より作成
	図2-1bの注)	5),6)より作成	文献5),6)より作成
27	下から6行目	k_1, k_2	k_1, k_2
30	上から4行目	ホソフ	ホソフ
31	上から12行目	定積反応熱	定容反応熱
	図2-12	ΔH_r	ΔH_v
38	全頁	H_r	H_v
	図3-4のタイトル	BOD	COD
46	図3-12	初期沈殿物	初沈沈殿物
48	上から5行目	オィオール	オーボール
52	図3-16	No.1, No.2	No.1, No.2
58	上から10行目	RNA	DNA
	図3-22のタイトル	rDNA	rDNA
64	下から3行目	多くのもの保持	多くのものを保持
75	上から11行目	C_s	C_p
105	上から17行目	正度	正確度
145	図5-28aのタイトル	POCD	PCOD
155	図6-5	$\log k_s = 0.063T - 1.149$	$\log k_s = 0.063T - 1.149$
		$\log k_s = 0.051T - 1.158$	$\log k_s = 0.051T - 1.158$
199	上から3行目	成課	成果

活性汚泥法による都市下水処理に関する 基礎的研究

昭和 57 年 9 月

河 村 清 史

目 次

第1章 緒 論

第1節 緒 言	1
第2節 下水道システムと活性汚泥法	1
2-1 下水道システムのパターンの変遷	1
2-2 活性汚泥法の水質変換能力	4
第3節 本論文でとりあげる問題	8

第2章 都市下水の成分性状の把握とエネルギー評価

第1節 概 説	10
第2節 都市下水の成分性状の把握	10
2-1 文献的考察	10
2-2 わが国の都市下水における有機物質成分例	14
2-3 都市下水中の窒素化合物	21
2-4 ま と め	24
第3節 都市下水中有機物質のエネルギー評価	25
3-1 はじめに	25
3-2 BODのエネルギー的考察	25
3-3 下水のBOD値とエンタルピー変化量	29
3-4 ま と め	32
第4節 要 約	32

第3章 都市下水中有機物質の代謝機構に関する研究

第1節 概 説	35
第2節 都市下水中有機物質の代謝の量の検討	35
2-1 はじめに	35
2-2 実験方法	35
2-3 実験結果と考察	37
2-4 ま と め	44
第3節 活性汚泥の量と質の検討	44
3-1 はじめに	44
3-2 実験方法	45
3-3 実験結果と考察	46

3-4 ま と め	49
第4節 都市下水中有機物質の代謝速度の検討	49
4-1 はじめに	49
4-2 実験方法	49
4-3 実験結果	52
4-4 活性汚泥の有機物質浄化の動力学的検討	53
4-5 ま と め	62
第5節 反応速度定数における温度効果と活性汚泥の濃度効果	62
5-1 はじめに	62
5-2 実験方法	63
5-3 実験結果	64
5-4 温度効果、活性汚泥の濃度効果の動力学的検討	70
5-5 ま と め	75
第6節 要 約	76
第4章 パイロットプラントによる都市下水処理の実験的検討	
第1節 概 説	79
第2節 パイロットプラントによる都市下水の処理実験	79
2-1 実験方法	79
2-2 実験結果と考察	82
2-3 物質収支による有機物質代謝の検討	88
2-4 ま と め	91
第3節 都市下水処理のシミュレーションによる検討	92
3-1 はじめに	92
3-2 装置の流動特性の検討	93
3-3 最終沈殿池での活性汚泥のとりあつかい	94
3-4 実測値のシミュレーション	96
3-5 シミュレーションによる2～3の検討	98
3-6 ま と め	105
第4節 要 約	106
第5章 都市下水処理を行う活性汚泥法のシミュレーションによる検討	
第1節 概 説	108
第2節 標準活性汚泥法の検討	108
2-1 はじめに	108

2-2	シミュレーション条件	109
2-3	操作・設計因子の検討	111
2-4	各種指標の挙動	114
2-5	物質収支と無機化率の検討	117
2-6	水温効果の検討	129
2-7	ま と め	132
第3節	活性汚泥法変法の検討	133
3-1	はじめに	133
3-2	ステップエアレーション法	133
3-3	その他の変法	137
3-4	ま と め	142
第4節	余剰汚泥量減少、COD無機化率向上のための検討	143
4-1	はじめに	143
4-2	曝気時間の効果	143
4-3	汚泥貯留槽の効果	147
4-4	ま と め	151
第5節	要 約	151

第6章 活性汚泥法による都市下水の窒素除去についての研究

第1節	概 説	153
第2節	文献的考察	153
2-1	生物学的硝化脱窒のプロセス	153
2-2	硝化作用と脱窒作用	154
2-3	生物学的硝化脱窒法に関連する因子	159
第3節	パイロットプラントによる生物学的硝化脱窒の検討	160
3-1	はじめに	160
3-2	実験方法	160
3-3	実験結果（実験Ⅰ）	162
3-4	実験結果（実験Ⅱ，Ⅲ）	166
3-5	ま と め	170
第4節	物質収支による硝化脱窒能の検討	171
4-1	はじめに	171
4-2	処理特性	172
4-3	処理に及ぼす返送率の影響の試算	177
4-4	まとめ	178

第5節	パイロットプラント実験における硝化菌の挙動についての検討	178
5-1	はじめに	178
5-2	硝化菌量把握の方法	179
5-3	実験Ⅱでの硝化菌の挙動	185
5-4	実験Ⅲでの硝化菌の挙動	187
5-5	ま と め	190
第6節	要 約	191
第7章	結 論	195
謝 辞		199

第1章 緒 論

第1節 緒言

都市において、生活廃水や雨水を排除するシステムとして出発した下水道は、多くの場合、コレラ等の伝染病の流行を契機として、処理までを含めた近代的水道へと発展した。近年にいたるまでは、下水道は都市で発生する下水を暗渠で集め、主としてBODで表現される有機物質を除去し放流先の水系での酸素消費を減じるとともに、病原菌を除去することに重点がおかれてきた。

現在では、このような内水排除、有機汚濁防止、病原菌除去の機能にとどまらず、“水の華”や“赤潮”という言葉で代表される水系の富栄養化の阻止とか、重金属やフェノール等の毒物、あるいはPCB等の難分解性物質による汚染の阻止を通じて、水系を保全する役割も課せられている。

さらに、下水の再利用においても下水道に何らかの役割を課することが大きく議論されると思われる。

これらの要請をすべて下水道が受け入れるべきものであるか否かについては、多くの議論を必要とし、あらゆる場合に一律的に行なうべきものでもないと思われるが、下水道普及率が30%に満たない現在、早急に下水道を整備し、一定程度の下水処理を行なうことに異論はないものと思われる。

下水道の果す役割は個々の具体的な事例に従って決ってくるものであり、最終的な処理のあり方もおのずと決ってくるのではあるが、高級処理といわれている活性汚泥法程度の処理はいつれにしても不可欠であろう。

活性汚泥法を下水道システムの中で評価する場合、一つには下水の特性に対応する処理能力や処理機構というハードな面の評価があり、一つには一般的あるいは平均的特性をもった処理法としてとらえ、その観点からそれが下水道システムの中でいかなる機能を果しているか、あるいは果しうるかというソフトな面の評価がある。これらは水環境の中の下水道、またその中の活性汚泥法の異なった二面を強調した場合の表現であり、相互に関連しあう性質のものである。

本論文では、前者のハードな面の評価を目的とし、有機物質と窒素化合物に注目して、都市下水の活性汚泥法処理について基礎的な検討を行なうものであるが、次節で後者の側面について若干の検討を加える。

第2節 下水道システムと活性汚泥法

2-1 下水道システムのバターンの変遷

前述のように、下水道に期待される役割は数多くあり、かつ時代の流れに従って変化しているが、システムとしてみた場合、つぎのように分類されよう。

文献的調査を主とした下水道の歴史についての検討をふまえて、質を含んだ水の流れをP群(汚水源)、S群(運搬方式)、T群(浄化・処理施設)に分け、各々について表1-1に示す因子をとりだし、これらの組合わせとして下水道システムをとらえた²⁾。

表1—1 下水道システムのシステム因子

P (汚水源)			S (運搬方式)		C (浄化・処理施設)	
雨	水	P _R	雨 水 管 渠	S _R	無処理・浸透処理 (含かんがい)	T ₀
し	尿	P _N	合流式下水管渠	S _c	浄 化 槽	T _D
家庭汚水(含し尿)		P _D	汚水(含工場)管渠	S _W	し尿処理施設	T _N
事業所廃水(除工場)		P _c	し尿運搬車	S _N	1次処理施設	T _P
工 場 廃 水		P _I	(人力によるものも含む)		2次処理施設	T _S
					3次処理施設	T _T
					再利用高度処理施設	T _U

i) 開渠であるか暗渠であるかを別にすると、古代から近代にいたる下水道システムは基本的には、

$$P_R, P_D \longrightarrow S_c \longrightarrow T_0$$

のパターンであった。これは今日でも不完全な下水道でみられるパターンであり、個人レベルで行なっている下水管への量としての汚水排除のパターンを都市規模で環境水へ排除しているパターンである。捨てる行為の最も簡便な方法であり、下流での水利用等に意を払わず、生活関連の場での環境水の緩衝能（自浄能・運搬能・希釈能等すべてで構成される能力）に依存する水環境の最も単純なレベルである。

ii) i) のパターンを基本としつつも、古代アテネや中世ヨーロッパでは、し尿に対して、

$$P_N \longrightarrow S_N \longrightarrow T_0$$

のパターンを採用していた。T₀の場として都市空間を使用する 경우가多く、その場合は衛生状態の弊害に拍車をかけていた。中世ヨーロッパでも部分的にはみられたが、わが国にあっては、終戦直後まではし尿の肥料化の概念が深く浸透し、資源回収と環境水への汚濁負荷軽減の役割を果たした。このパターンは、あり方によっては水環境の立場からみてレベルの高いものを含みうることがわかる。

iii) 19世紀のロンドンなどでは、i) ii) にもとづく下水道システムが放流口以降の水環境ひいては都市環境にとって不満足な方式—都市の過密化・広域化にともなって水環境が複雑化し、環境水の悪化、人間への不快感の増大、水利用上での不備等をもたらした—であることを認識し、

$$P_R, P_D \longrightarrow S_c \longrightarrow T_P \text{ または } T_S$$

のパターンを指向した。不可避な汚泥は海洋投棄等にかかされ、水環境での階層変化はないが、質の流れから環境水の下水道へのフィードバックのルートがつくられレベルがあがったものとみなせる。しかしながら、処理技術の不完全さに加え、疫学的な立場からの検討が急務であり、汚水を停滞させず早急に排除することに注意の多くが払われていたことがあってT_P、T_Sが十分でなかったとともに、増大化・複雑化してきたP_c、P_Iには十分な配慮がなされていなかった。このため、水環境を保全するという立場に対して十分な効果をあげることができないまま、T_Sの内部完全化と並行して、

$$P_R, P_D, P_c, P_I \longrightarrow S_c \longrightarrow T_S$$

といったパターンの下水道が造られていった。

iv) 上記の3つのパターンは、雨水と都市活動の出力としての汚水とを同じように扱うもので合流式と

いわれているが、時季的に量的分布が異なる雨水を別途に流集する分流式はつぎに示すパターンである。

$P_R \longrightarrow S_R \longrightarrow T_0$ または T_P, T_S かつ $P_D, P_C, P_I \longrightarrow S_W \longrightarrow T_0$ または T_P, T_S

現在、 $S_W \longrightarrow T_S$ の徹底化がはかられているが、一方で、水環境の中での降雨初期の汚濁負荷が大きくなりつつあることが指摘され、 S_R を通る初期降雨を T_S に結びつける必要性が指摘されている。

v) iii) や iv) の延長上に T_T, T_U をもってくる気運が強いが、これは環境水保全の断面と水資源の多様化の断面とから拍車をかけられている。水環境を保全するという意味で、水環境から都市へのフィードバックの要素をいく分含んでおり、レベルとしてはさらに一段上がったものとみなせる。

vi) 日本においては長い間、

$P_R, P_D \longrightarrow S_R \longrightarrow T_0$ かつ $P_N \longrightarrow S_N \longrightarrow T_0$

を基本とし、昭和30年前後からの農業の近代化とともに、化学肥料の全盛期を迎え、し尿処理の必要性が高くなったが、下水道の普及が遅れていたため、

$P_N \longrightarrow S_N \longrightarrow T_N$ または $P_N \longrightarrow T_D$

といったわが国特有のパターンを各地につくりあげた。場当りの対応策であると考えられるが、1 時期の有機汚濁防止には十分能力を発揮した。また、今日的な富栄養化問題や水資源問題を考える時、 T_N, T_U のあり方いかんでは積極的に評価すべき面をもっている。

初期には疫学上の問題が顕在化していたが、内水の早急な排除と環境水の悪化防止の施設として、とにかく下水を流集し処理する下水道の必要に迫られ、昭和20年代後半より、

$P_R, P_D, P_C, P_I \longrightarrow S_C \longrightarrow T_S$

のパターンの下水道建設が年ごとに進められ、昭和40年頃から S_C を基本とした流集システムが S_R と S_W の2本立てに移行してきた。

従来、下水道は流集する汚濁物の質や量については単に BOD や SS のみに意を払い、蓄積や阻害といった質の流れを無視してきたが、受け入れ廃水の多様化・複雑化が著しくなり、質の流れ、またそれゆえに汚泥の流れに意を払う必要に迫られた。これに対してとられた対応策は P_I をつぎの2つに大きく分類し、

P_{I0} …食品加工のように有機廃水を主とするもの

P_{I1} …金属加工のように無機廃水を主とするもの

$P_D, P_C, P_{I0} \longrightarrow S_R$ または $S_W \longrightarrow T_S$ かつ $P_{I1} \longrightarrow S_W \longrightarrow T_T$ (T_S を通過しない場合、 T_U になる場合がある)

を進めるか、あるいは P_{I1} をある程度処理して (P_{I1}')、つぎのパターンとする傾向が強い。

$P_D, P_C, P_{I0}, P_{I1}' \longrightarrow S_R$ または $S_W \longrightarrow T_S$

実際には、ここでふれていない汚泥の処理・処分の因子を組みこんでシステムとして完成されるわけであるが、2次処理までを1つのセットとすることが少なくとも人口密集の地では最大公約数的に認められるようになってきた。さらに、2次処理の方法としては、わが国の現状では活性汚泥法を最大公約数としている。

2-2 活性汚泥法の水質変換能力

活性汚泥法は、土壤微生物の有機物質浄化能力を積極的にとり入れコントロールして利用するものであり、その平均的な能力について簡単にふれる。

昭和48年度版の公共下水道統計³⁾に示されている春夏秋冬の精密試験データのうちに、高級標準活性汚泥法あるいは高級ステップエアレーション法を採用している処理場のデータを用いて、活性汚泥法の水質変換能力をみる。

いくつかの例を図1-1に示したが、流入水、放流水について、各水質項目ごとに濃度分布を確率密度の形でヒストグラムにした。図中の数字はデータ数を示し、ND(非検出)を含む。また、一般細菌数と大腸菌群数については、放流水のデータは消毒後のものである。図示するにあたって、横軸のスケールを途中で変更した場合がある。また、非常に特異な値については、最終目盛の外にその濃度以上のサンプル数についてヒストグラムを記した。

同一下水の処理過程を追跡して得たデータでないため、また、変動をとまなうはずの対象の1断面しか表わさないデータであるため、現象論的な面での積極的な検討はできないが、およそその水質変換能力はつぎのようである。

(1) pH

流入水、放流水ともに、pH7.2付近にピークを持つ正規分布をしている。活性汚泥法による分布の集中化がみられる。

(2) 溶存酸素

流入水は還元性物質を多量に含んでいるため50%近くのサンプルで2mg/ℓ以下である。この下水が曝気による酸

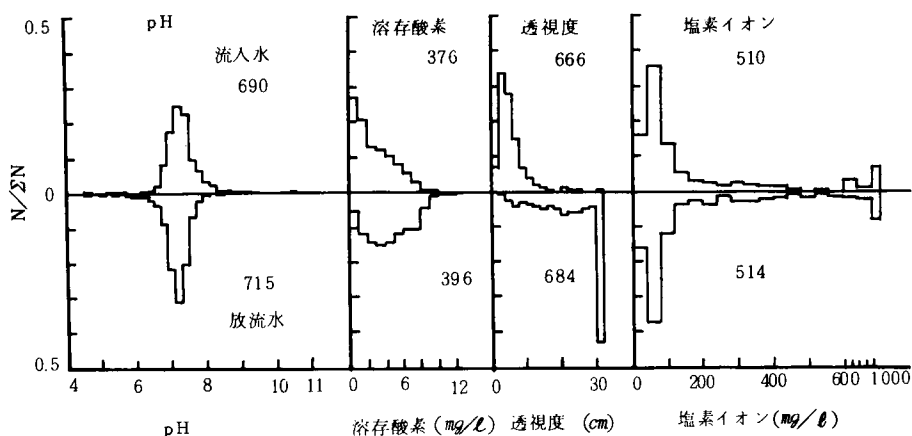


図1-1 流入水、放流水における各種水質項目の濃度に対する検体数の確率密度分布

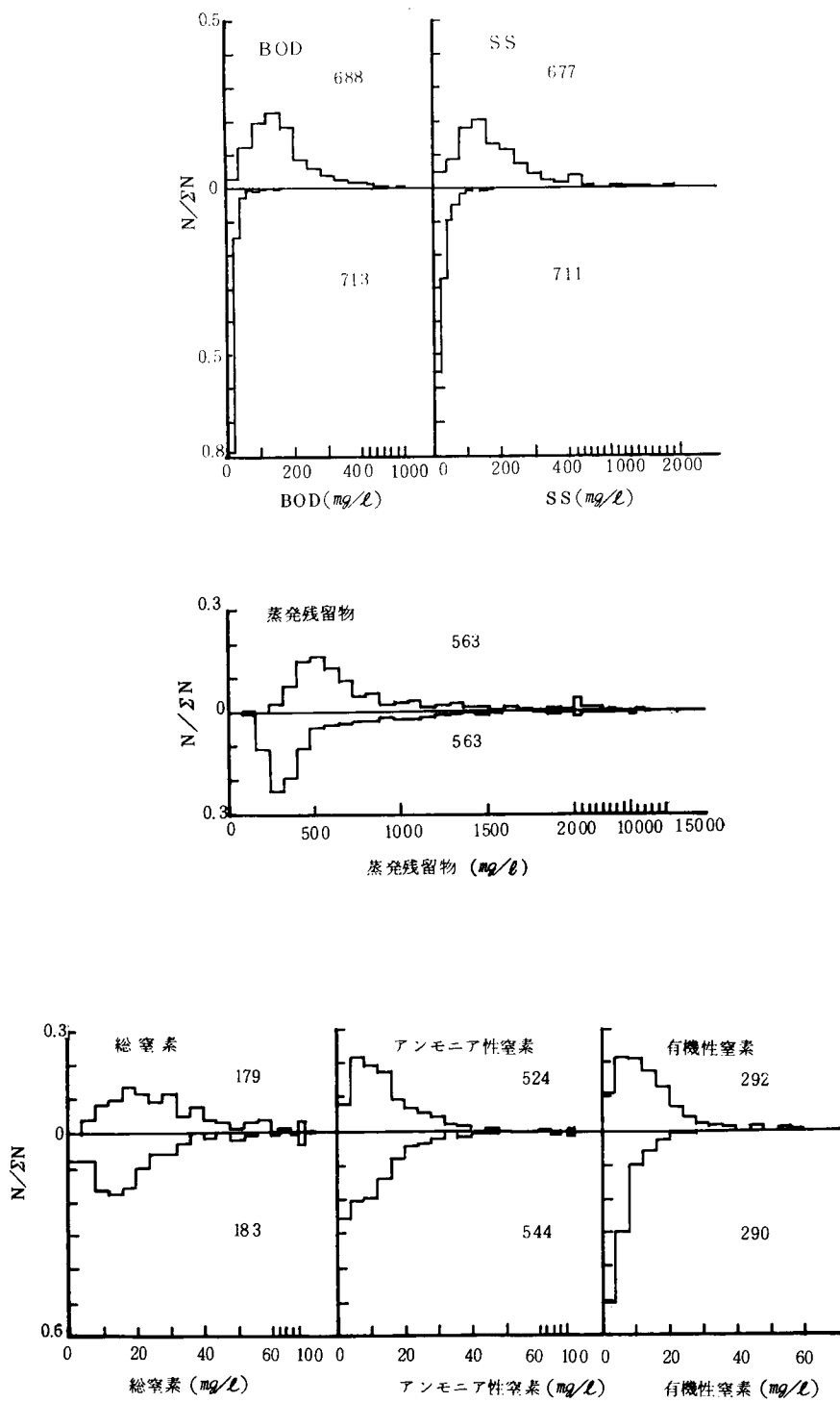


図 1 - 1 (つづき)

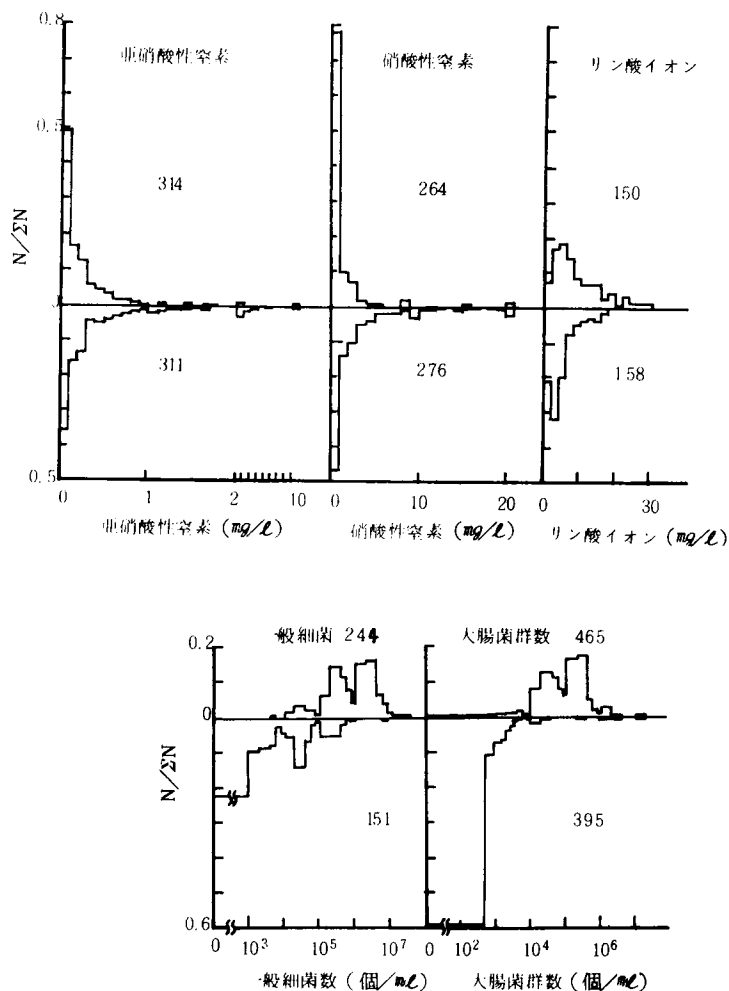


図 1 - 1 (つづき)

素供給を受け、放流水ではいく分上昇して、多くのサンプルが $1 \sim 8 \text{ mg/l}$ にほぼ均等に分布する。

(3) 透視度

流入水においては大半が $2 \sim 8 \text{ cm}$ であるが、放流水では40%以上のサンプルで 30 cm 以上となっている。残りのサンプルは 6 cm から 30 cm の間にほぼ均等に分布している。

(4) 塩素イオン、弗素

塩素イオンは図示したが、流入水と放流水とで分布パターンの変化はない。多くは 120 mg/l 以下である。弗素は大半が 1 mg/l 以下と濃度としては低い分布パターンは塩素イオンに近く、かつ流入水と放流水とで大差ない。ともに活性汚泥に代謝も吸着もされずに、活性汚泥プラントを素通りする。

(5) BOD, COD

流入水のBODは $120 \sim 160 \text{ mg/l}$ の範囲に最も多くのサンプルがあり、大半は 300 mg/l 以下である。

CODは過マンガン酸カリウム法によるものであり、全般的にBODより低く、40～80mg/ℓの範囲のヒストグラムがピークとなって、大半が120mg/ℓ以下にあった。放流水では、BODとCODはほとんど同じ分布パターンとなる。すなわち、80%近くのサンプルで20mg/ℓ以下となり、のこりの大半も40mg/ℓをこえない。活性汚泥法での除去の効果が顕著である。

(6) SS, 溶解性物質, 蒸発残留物, 強熱残留物, 強熱減量

SSは流入水, 放出水ともにBODに近い分布パターンを示しており, 活性汚泥法での除去効果は顕著である。これに対して, 溶解性物質は320～400mg/ℓにあったピークが1段階下の240～320mg/ℓに移動したことを特徴とする程度で大きな変化はない。

蒸発残留物は両者の和であり, 流入水ではSSのパターンを約300mg/ℓ高濃度側へ移動したものに近く, 放流水では溶解性物質のパターンに近い。これは強熱残留物と強熱減量の和でもあるが, 前者は250mg/ℓ程度にあったピークが200mg/ℓ程度に, また後者は220mg/ℓ程度にあったピークが100mg/ℓ程度に移動している。

(7) 総窒素, アンモニア性窒素, 有機性窒素, 亜硝酸性窒素, 硝酸性窒素

アンモニア性窒素, 有機性窒素は, 流入水ではほぼ同じ分布パターンであるが, 放流水ではいく分低濃度側に移動しており, 有機性窒素において顕著である。

亜硝酸性窒素と硝酸性窒素については, 放流水で若干高濃度になっている。とくに硝酸性窒素において明らかであり, 流入水では約80%のサンプルが0～1 mg/ℓの間にあったが, 放流水ではこの範囲に分布するサンプルは50%以下となっている。

総窒素は, これら4者の和として計算しているが, 前2者が大半を占める。流入水では, 8～40mg/ℓの間にほぼ均等で分布しているが, 放流水では約50%のサンプルが8～20mg/ℓに分布しており, 若干の除去効果がみられる。

(8) リン酸イオン

流入水で10mg/ℓ以上に分布していたサンプルの割合が放流水では減じ, 5mg/ℓ程度にあったピークが3mg/ℓ程度に減じているが, 大きな除去はみられない。リン酸イオン濃度の1/3の数値がリン濃度となる。

(9) 一般細菌, 大腸菌群数

測定法の関係上, 横軸は対数表示とした。一般細菌は, 流入水では $10^5 \sim 10^6$ 個/ml, $10^6 \sim 10^7$ 個/mlにほぼ1/2ずつ分布しているが, 放流水では 10^6 個/ml以下になり, 20%程度のサンプルが 10^3 個/ml以下となる。大腸菌群数は流入水では $10^4 \sim 10^6$ 個/mlに分布しているが, 放流水では大半が 3×10^3 個/ml以下となり, 60%近くのサンプルでは 5×10^2 個/ml以下である。

消毒の効果が大きいと考えられるが, とくに大腸菌群数において除去効果が大きい。

(10) 重金属

流入水では, 溶解性の鉄で7.5%のサンプルが10mg/ℓ以上, 50%弱のサンプルが 10^{-1} mg/ℓのオーダー, のこりが 10^0 mg/ℓのオーダーであったが, その他の重金属はいずれも微量であった。すなわち, 溶解性マンガン, 銅, 亜鉛, クロムでは大半が 10^{-1} mg/ℓ, 鉛, カドミウムでは大半が 10^{-2} mg/ℓのオーダーで

あり、ヒ素、6価クロム、総水銀、アルキン水銀ではNDかtr.(trace)がほとんどであった。

放流水では、いずれも若干低濃度側へ移動し、NDあるいはtr.が増す傾向にあった。活性汚泥プラントを通過することによって、活性汚泥に移行するが、濃度が低いため、その量はわずかである。

(11) その他

ノルマンヘキサン抽出物…油脂、染料、イオウなどが含まれる。流入水では大半が0～30mg/ℓであり、放流水では約50%のサンプルが0～5mg/ℓ、約20%が5～10mg/ℓである。

A B S…流入水で0～30mg/ℓに分布していたものが放流水では80%以上のサンプルで2mg/ℓ以下である。微生物による分解もある⁴⁾が、大半は吸着されて除去される。これは、泡にとり込まれた汚濁物質が処理されない、酸素の一部が泡にとり込まれる、毒性を持つ等の点で問題点を持っており⁵⁾、除去されたからよいという対象ではない。

硫化物…流入水では0～90mg/ℓに分布していたが、放流水では90%近くのサンプルで0～10mg/ℓになっている。

フェノール シアン…有毒な有機物質の代表例である。若干を除き、0.5mg/ℓ以下で流入している。放流水においては、いく分の濃度低下がみとめられるものの、この程度の濃度レベルでの除去は顕著ではない。また、この程度の濃度では微生物に障害はないようである⁶⁾。毒性をもつ有機物質である有機リン剤を示す有機リンは流入水、放流水ともに大半がNDかtr.である。

以上に示した活性汚泥法の水質変換能力からみると、本法は、放流水基準にあげられている水質項目について、(1) pH は中性付近に保つ、(2) B O D、S S、大腸菌群数は除去する、という点において非常に有効であることがわかる。その他A B S、C O Dについても除去の効果があるが、窒素化合物、リン酸イオン、低い濃度での重金属などについては大きな効果を示していない。窒素については、硝化作用がみとめられる。

本論文では、B O D除去の大きな部分になうと考えられるS S中の有機物質の他栄養性微生物による代謝、一部では評価しうるほどに生じている自栄養性細菌による硝化とそれにつづく脱窒による窒素除去を対象とする。

第3節 本論文でとりあげる問題

本論文は、実用化されて久しい活性汚泥法を都市下水処理の立場から再検討し、活性汚泥法の高度化をはかることを目的としている。

各章でとりあげた内容の概要を示す。

第2章では、研究対象である都市下水の性状を知るために、文献調査と実験とを行なった。主に有機物質をとりあげ、一部、窒素化合物についても調べた。有機物質については、処理との関連で粒径による分画、化学成分の定量を行なった。さらに、有機物質の化学的酸化におけるエンタルピー変化量と生物学的酸化によるB O D値との関係について検討し、浮遊性の有機物質と溶解性の有機物質とで微生物の資化可能性に大差ないことを示した。

第3章では、量的に多く、微生物の資化可能性において溶解性の有機物質と変わることのない浮遊性の有機物質の活性汚泥による代謝について論じた。まづ、負荷される浮遊性の有機物質が活性汚泥によって代謝無機化される割合を把握し、ついで、これを含めた都市下水中有機物質の代謝の速度論的検討を行なった。ここでは、浮遊性基質の概念、生物量指標としてのDNA、生物活性量指標としてのRNAの導入を行ない、浄化モデルの提案、これの定式化、パラメータ決定を行なった。これらの適用可能性はシミュレーションによって確認した。

第4章では、都市下水を処理する活性汚泥法パイロットプラントの運転を通じて、流入下水中の浮遊性物質とプラント内活性汚泥との浮遊性基質、DNA、RNA等の挙動について実態を調査し、相互の関係について検討した。さらに、これらのデータをもとに、第3章で得た浄化モデル式に流動を加味した物質収支式を用いて、シミュレーションによる検討を行ない、提案した浄化モデル式が連続処理系に適用しうることを示した。また、流入水の水質、水量の変動の影響、水温効果等をシミュレーションによって検討した。

第5章では、物質収支式の定常解を利用して、各種の活性汚泥法の検討をした。すなわち、従来から得られている操作・設計因子の統一的な説明を試み、また、従来の研究では得られていない汚泥性状について情報を得た。

さらに、標準活性汚泥法の改良によって、処理水質を維持し、余剰汚泥生成量の減少、流入有機物質の無機化率向上を目指すものとして、曝気時間の延長効果、汚泥貯留槽の設置効果を検討した。

第6章では、都市下水中の窒素の除去を目的として、既存の活性汚泥プラントの改良による生物学的硝化脱窒法に検討を加えた。第3章から第5章までは活性汚泥の主体をなす好気性の他栄養性微生物の能力を検討したのに対して、ここでは好気性の自栄養性微生物である硝化菌と、活性汚泥中に多量の存在が推定される通性嫌気性の他栄養性微生物である脱窒菌の有効利用を計るものである。

硝化菌の定量とその挙動の検討を含めて、パイロットプラントによる処理実験を行ない運転方法と窒素除去能との関連を検討した。

参考文献

- 1) 河村清史,「下水道技術・思想の変化と今後の指向(I)~(III)」公害と対策 Vol.11, No.7~9 (1975)
- 2) 宗宮功,河村清史,「水環境における下水道の意義」第4回環境問題シンポジウム講演集(1976)
- 3)「昭和48年度版 公共下水道統計」日本下水道協会(1975)
- 4) 中島文夫,「合成洗剤の生物学的分解について」用水と廃水 Vol.6, No.3 (1964)
- 5) 巖靖子,「合成洗剤と活性汚泥生物」水処理技術 Vol.13, No.2 (1962)
- 6) 前田真久,榊原敏範,「活性汚泥の生物学(10)」水処理技術 Vol.10, No.10 (1969)

第2章 都市下水の成分性状の把握とエネルギー評価

第1節 概説

活性汚泥法によって都市下水を処理する場合、有機物質は除去すべき対象であると同時に、活性汚泥にとっては基質である。このため、活性汚泥法の維持管理手法の開発および高度化をめざす時、活性汚泥の性状の把握とともに基質たる下水中有機物質についてもその特性の把握に努める必要がある。

有機物質を把握する方法は種々あるが、たとえば次のように大別することができる。

- i) BOD, COD, TOD等の酸素要求量への換算によるもの。
- ii) 有機性炭素、熱しゃく減量、活性炭クロロホルム抽出量(CCE)等の有機物質量を代表するもの。
- iii) 糖、蛋白質、脂肪、有機性リン、アルブミノイド-Nのように、その化学的成分によるもの。

また、一方では物理的な把握として、有機物質の粒径分布の把握がある。ここでは活性汚泥法による下水処理の観点から、有機物質の粒径分布と化学成分の把握を行ない活性汚泥プラントとくに曝気槽への負荷の内容を検討する。さらには、これらの情報をもとにして都市下水中有機物質の基質としての意義について検討する。

第2節 都市下水の成分性状の把握

2-1 文献的考察

下水処理場に流入する都市下水の水質は、供給される上水の水質、付加される汚濁物質、下水管内の反応等を反映すると考えられるが、各種水質成分の濃度はともかくとして、種類は非常に多岐にわたっていると考えられる。

多様性の1列として、水洗便所廃水やせたく廃水として下水を構成するし尿と汗に含まれる化学物質の分析値が Albritton によってまとめられている¹⁾。たとえば、アミノ酸はすべての種類の物質が検出されており、無機元素についても数多くのものが検出されている。

都市下水中の化学成分について議論した研究はいくつか^{2)~9)} があるが、総合的に検討したものは少なく、ここでは、英国の Stevenage で行われた研究^{2)~4)}、米国の Highland Park で行われた研究^{5)~6)}の成果を利用して都市下水中の有機物質について検討する。

I. Stevenage での分析例

Stevenage 下水処理場は、Stevenage ニュータウンの約6000人の家庭下水を処理している処理場である。この下水について、Walter^{2)~3)}が1957年9月に、また Painter と Viney⁴⁾が1958年5月に24時間のコンボジットサンプルをつくり、有機成分の分析を行っている。

彼らは、粒径が1 μ m までの粒子を汙過する candle filter を利用してサンプル中の有機物質を分画し、炭水化物、遊離アミノ酸、結合アミノ酸、高級脂肪酸、溶解性有機酸、エステル、陰イオン界面

活性剤、アミノ糖、アミド、クレアチニンを分析定量している。これらを炭素換算することによって表2-1を得ている。

表2-1 下水の有機成分 (Stevenage)

(単位: mgC/ℓ)

成 分	下 水 の 有 機 炭 素 濃 度					
	1957年9月			1958年5月		
	溶解性部分	浮遊性部分	全 体	溶解性部分	浮遊性部分	全 体
炭 水 化 物	40	15	55	21	12	33
遊 離 ア ミ ノ 酸	5	0	5	2	0	2
結 合 ア ミ ノ 酸	8	23	31	6	19.5	25.5
高 級 脂 肪 酸	0	71	71	0	74	74
溶 解 性 有 機 酸	17	4	21	28.5	6	34.5
エ ス テ ル	0	28.2	28.2	0	37.2	37.2
陰イオン界面活性剤	11	3	14	12	5	17
ア ミ ノ 糖	0	0.5	0.5	0	0.9	0.9
ア ミ ド	0	1.5	1.5	0	1.2	1.2
ク レ ア チ ニ ン	3.5	0	3.5	2.7	0	2.7
実 測 T O C	106	205	311	82	218	300
累 計 T O C	84.5	146.2	230.7	72.2	155.8	228.0
回 収 率 (%)	79.7	71.3	74.2	88.0	71.4	76.0

注) 文献 2)~4) より引用作成

これによると、上記10種の有機成分で有機性炭素の70~90%の回収率を得ており、また、炭水化物からエステルまでの6種では、どのフラクションにおいても70%程度の回収率を得ている。

有機性炭素の分析値では粒径 $1\mu\text{m}$ 以上の浮遊性のものが全体の70%前後をしめ、これを有機成分でみると、結合アミノ酸、高級脂肪酸、エステルが大きな割合をしめている。それに対して、 $1\mu\text{m}$ 以下の溶解性の有機物質は炭水化物と溶解性有機酸が大きな割合をしめている。

II. Highland Park での分析例

Heukelekian と Balmat⁵⁾, Hunter と Heukelekian⁶⁾ は前後4回にわたって、Highland Park の居住地からの家庭下水を主とする下水処理場流入水について有機物質の検討を行っている。

前者は採水年は不明であるが冬と夏に、後者は1959年の冬から春にかけてと1959年秋から翌年にかけて採水を行い、流量、採水時間、曜日などを考慮してコンポジットサンプルを作成している。これについて、沈降性部分($100\mu\text{m}$ 以上)、スーパーコロイド性部分($1\mu\text{m}\sim 100\mu\text{m}$)、コロイド性部分($1\text{nm}\sim 1\mu\text{m}$) および溶存性部分 (1nm 以下) に分画し、有機成分の分析を行っている。

なお、分画については、各サンプルをNo.20のふるいで荒ゴミを除き、上澄み液を $100\text{ml}/\text{min}$ で供給しながら $14,000\text{rpm}$ で遠心分離し、残渣をスーパーコロイド性部分とした。さらに、上澄み液を 800psi の圧力下でセルロースウルトラフィルターメンブランで濾過し抑留物をコロイド性部分、濾液を溶

存性部分とした。

データの完備している夏、冬から春(1959)、秋から冬(1959—60)のサンプルについて、総合的な水質指標値は表2—2のようである。

表2—2 下水の分画フラクションの総合的水質濃度 (Highland Park) (単位: 上表 mg/ℓ, 下表 %)

フラクション	粒 径	夏		冬—春(1959)				秋—冬(1959—60)			
		T S	V S	T S	V S	Org.N	COD	T S	V S	Org.N	COD
沈 殿 性 部 分	>100 μ m	84	65	70.9	52.4	2.6	76.5	78.7	63.7	3.7	88.9
スーパーコロイド性部分	1 μ m~100 μ m	59	49	51.2	39.4	3.2	58.8	43.7	36.3	3.1	52.9
コロイド性部分	1nm~1 μ m	36	29	27.6	20.9	1.1	32.2	30.6	20.2	1.1	33.4
溶 存 性 部 分	<1nm	321	64	244.1	73.2	5.1	56.1	284.2	88.1	2.0	51.2
全 体		500	207	393.8	185.9	12.1	223.6	437.2	208.3	9.9	226.4
			VS/TS		VS/TS	Org.N/TS	COD/TS		VS/TS	Org.N/TS	COD/TS
沈 殿 性 部 分	>100 μ m		78		74	3.7	108		81	4.7	113
スーパーコロイド性部分	1 μ m~100 μ m		83		77	6.3	115		83	7.0	121
コロイド性部分	1nm~1 μ m		81		76	4.0	117		66	3.6	109
溶 存 性 部 分	<1nm		20		30	0.9	23		31	0.7	18
全 体			41		47	3.1	57		48	2.3	52

注) 文献5), 6)より引用作成

無機物質の影響の大きいTSを除いた3つの有機物質指標でみると、指標によって分布パターンは若干異なるものの1nm~1 μ mに分布をもつコロイド性部分には少なく、のこり3つの部分に多くのものが分布している。これをCODでみると、沈降性部分に全体の35%前後が、スーパーコロイド性部分と、溶存性部分にそれぞれ20数%のものがあ、浮遊性といわれる1 μ m以上には60%前後のものがある。また、表2—2に各フラクションの指標値をそのフラクションのTSで除して基準化した値を示す。各試料のフラクション間で有機物質構成に類似性がみとめられる。さらに、溶存性部分はTSに無機物質の影響が大きく、比を低下するが、その他の部分では試料間の類似性に加えるに、フラクションごとの類似性がみとめられる。

上記3つの採水期間のサンプルについて、1nm以上の粒径をもつ有機物質の詳細な化学成分の定量を行なっているが、化学物質群について表2—3が得られる。

トータルグリース、結合アミノ酸、炭水化物とリグニン、アミノ酸以外のアルコール可溶性物質でVSの82.3~98.6%の量となっているが、前3者の占める割合が大きい。

1nm以下の溶存性物質については、冬から春(1959)、秋から冬(1959—60)のコンボジットサンプルの分析値が示されているが、エーテル可溶性の有機酸と中性物質、エーテル不溶性のアミノ酸と炭水化物が、有機物質に占める割合が大きい。

以上の2例については、有機物質の分画法や有機成分の表示法に違いはあるものの、1 μ m以上の粒径をもついわゆる浮遊性有機物質が全体の半分以上を占めること、その部分には蛋白質や油脂と考えられ

表2-3 下水の有機成分 (Highland Park)

(単位: mg/ℓ)

成 分	夏			冬-春(1959)			秋-冬(1959-60)		
	I ^{c)}	II ^{d)}	III ^{e)}	I	II	III	I	II	III
トータルグリース	15.27	12.82	17.25	11.70	9.57	5.55	11.25	8.65	6.06
アミノ酸 ^{a)}	15.44	19.52	6.44	8.59	12.84	5.37	12.41	12.26	4.76
炭水化物とリグニン	19.60	6.57	2.41	18.05	10.60	6.09	27.75	9.31	5.83
アルコール可溶性物質 ^{b)}	6.16	2.58	2.49	4.62	2.01	1.40	4.93	1.83	0.70
合 計 値	56.47	41.49	28.59	43.01	35.02	18.41	56.34	32.05	17.35
V S	65.0	49.0	29.0	52.25	41.29	20.64	63.89	36.86	18.79
合 計 値/V S (%)	86.9	84.7	98.6	82.3	84.8	89.2	88.2	87.0	92.3

a: 加水分解後

b: アミノ酸を含め

c: 沈殿性部分

d: スーパーコロイド性部分 e: コロイド性部分

注) 文献 5), 6) より引用作成

る有機成分が共通して多いこと、また溶解性有機物質中に炭水化物と有機酸が共通して多いことがわかる。

各分析値を利用して有機成分の分布パターンを描くと図2-1 a, bが得られるが、下水ごとの類似性が認められる。

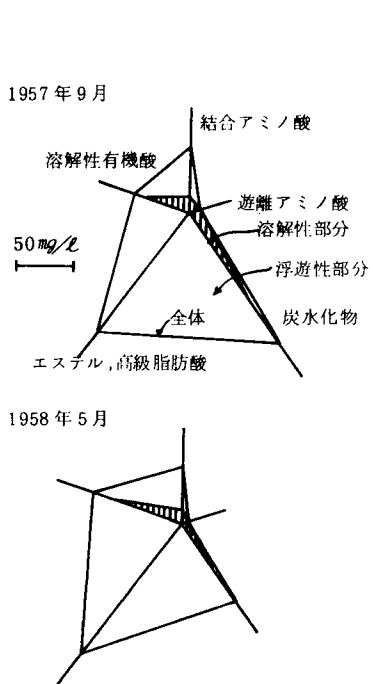


図2-1 a 有機成分の分布パターン (Stevenage)

注) 2)~4)より作成

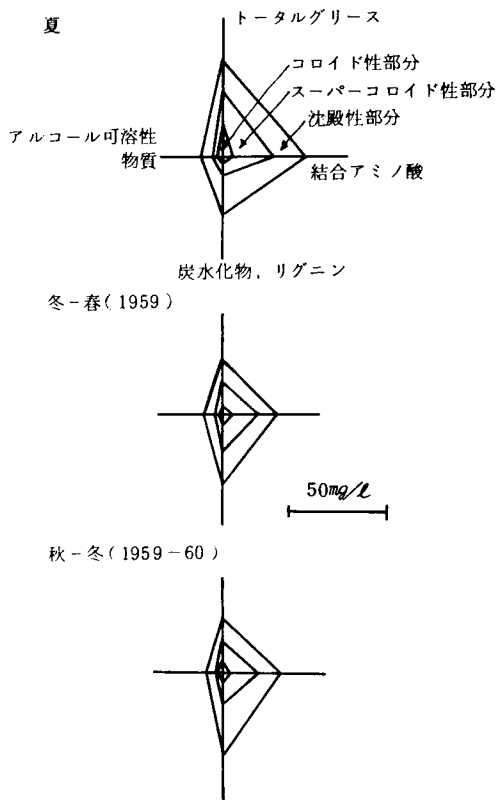


図2-1 b 1nm以上の有機成分の分布パターン (Highland Park)

注) 5), 6)より作成

2-2 わが国の都市下水における有機物質成分例¹⁰⁾

本節ではわが国の3例の都市下水中の有機物質に検討を加える。

2-2-1 調査した都市下水

調査した都市下水の一般特性を以下にしめす。A, Bは1973年またCは1975年に行なった。

A……工場廃水の流入はほとんどなく、約7.8万m³/日の下水量がある。

B……下水量の約1/2が工場廃水とみなされ、約40万m³/日の下水量がある。

C……工場廃水の流入はほとんどないが、下水量の約1/2が地下水と推定されている。約2.3万m³/日の下水量がある。

A, B, C 3例の下水について、各処理場のデータよりSSとBOD, BODとT-N(総窒素)の分布をみると図2-2 a, bのようである。Aは図中に直線でしめした昭和45年の家庭下水負荷量原単位¹¹⁾の關係に近いが、BについてはSSに対してBODが高く、BODに対してT-Nが低い傾向にある。CはSSに対してBODが幾分低い。

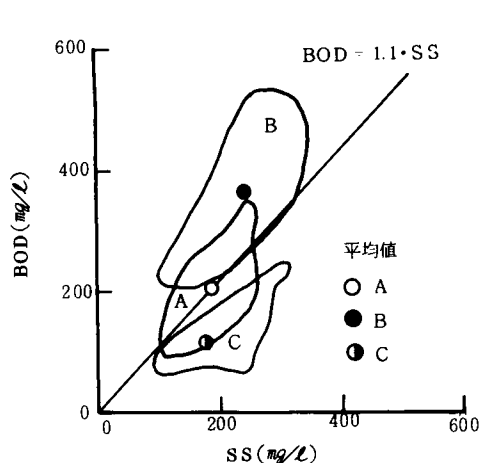


図 2-2 a SS 対 BOD の分布

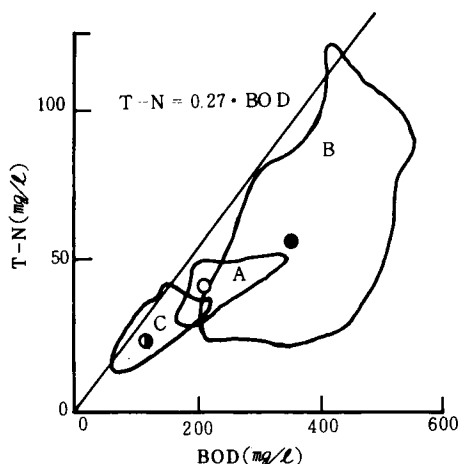


図 2-2 b BOD 対 T-N の分布

なお、下水Cは第3章以降で考察の対象とする下水である。

2-2-2 有機物質の粒径分布 —下水Cを例として—

有機成分の検討に先だて、Cを例として有機物質の粒径分布を検討した。本下水はすでに述べたように、工場廃水をほとんど含まず、家庭下水、くみとりし尿、地下水からなっている。

検討した下水は、生下水を滞留時間が1時間弱の貯留槽に導びいた後のもので、活性汚泥法の曝気槽流入水に近いものである。これについて、ある一日の10時、13時、16時、19時の計4回採水し、ただちに250 μ m, 105 μ m, 53 μ m, 20 μ mのメッシュサイズを持つふるいと、8 μ m, 1.2 μ m, 0.45 μ mの平均孔径を持つ汙紙とを使用して、それぞれの汙液を作成した。なお、1.2 μ mは東洋汙紙No5Cに依ったが、8 μ m, 0.45 μ mについてはメンブレンフィルターを用いた。

原水と各汙液について、T S、V S、B O D、有機性窒素（ケルダール窒素からアンモニア性窒素を引いたものであり、以下、Org.Nと記す）、重クロム酸カリウムC O Dを下水試験方法¹²⁾とStandard Methods¹³⁾とに準拠して分析した。分析結果を図2-3に示すが、任意の2点間の縦軸の差がその間の水質濃度をしめている。

これで見ると、有機物質は広い範囲に分布しているが、一様に分布しているわけではなくかたよりがみられる。すなわち、 $0.45\mu\text{m}\sim 8\mu\text{m}$ 、 $53\mu\text{m}\sim 250\mu\text{m}$ （あるいは原水）の間に存在する量はさほど大きなものでなく、 $8\mu\text{m}\sim 53\mu\text{m}$ に大半が、また、 $0.45\mu\text{m}$ 以下に全体からこれを引いたものにほぼ等しいものが存在しているとみなせる。さらに、T S、V Sを除いた指標については、 $8\mu\text{m}$ 以下の濃度についてサンプル間の差はあまりない。

有機物質の量をほとんど完全に把握すると考えられるC O Dと、有機物質中の蛋白質やアミノ酸等の指標とみなせるOrg.Nについて検討する。

大型浮遊物等の影響をある程度除去しえたと思われる $250\mu\text{m}$ 汙液中の濃度を100%として、他の汙液中の濃度をみると表2-4が得られる。

表2-4 C O D、Org.Nの百分率分布

指 標	採水時刻	C O D (%)				Org.N (%)			
		10時	13時	16時	19時	10時	13時	16時	19時
250 μm		100	100	100	100	100	100	100	100
105		101	103	100	94	98	95	98	103
53		106	88	102	74	94	96	89	97
20		54	59	79	78	71	69	75	100
8		19	21	22	29	36	44	52	63
1.2		18	19	21	27	35	51	38	66
0.45		17	—	23	25	—	—	39	59

C O D、Org.Nともに $53\mu\text{m}$ 以下に大半が存在しているが、 $1.2\mu\text{m}$ あるいは $0.45\mu\text{m}$ 以下の溶解性物質は、C O Dでは20~30%、Org.Nでは40~60%のものを含んでいる。すなわち、本下水は、有機物質そのものは $53\mu\text{m}$ と $8\mu\text{m}$ （ $1.2\mu\text{m}$ とほぼ同じものを含む）の間に大半が存在しているが、蛋白質、

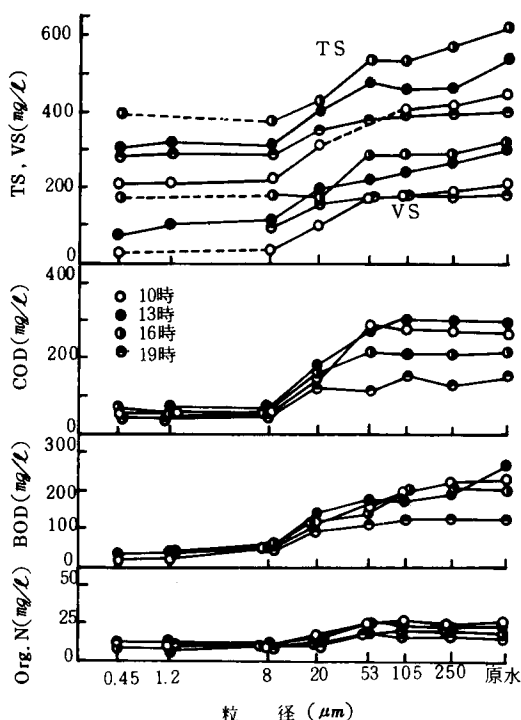


図2-3 下水中有機物質の粒径分布

アミノ酸等で代表される有機性窒素化合物は $53\mu\text{m}$ と $8\mu\text{m}$ の間、 $8\mu\text{m}$ 以下に同程度に分布していることが推測できる。

今回のデータと直接的な比較はできないが、寺島ら¹⁴⁾も団地廃水を受け入れる処理場の流入水のCOD分布を調査している。その結果では、CODの大半は $74\mu\text{m}$ 以下の粒子サイズであり、 $0.45\mu\text{m}$ 以下には30%前後のものが含まれている。これに関しては両者の結果は似かよっている。表2-4のデータでは $0.45\mu\text{m}$ と $1.2\mu\text{m}$ との間にCODはほとんどみられなかったが、寺島らのデータでは15%程度のものがみつめられている。

両者の結果より、下水中有機物質の粒子サイズの分布をみると、 $1\mu\text{m}$ 前後、 $100\mu\text{m}$ 前後が区分けの目安になると考えられる。

2-2-3 3つの都市下水の有機成分分析

前記A、B、C 3例の都市下水について、活性汚泥法で下水処理をする時に有用な情報を得るといふ観点から有機成分の分析検討を行った。

I. 実験方法

A、B、Cともにある一日の処理場流入水を1時間ごとに採水し、A、BはTOCをCはCODを測定し、濃度に応じていくつかの時間帯に分け、コンポジットサンプルを作った。TOCあるいはCODの時間変動とコンポジットの時間帯を図2-4 a、b、cに示す。

なお、Cは1時間弱の滞留時間をもつ貯留槽における上澄液である。また、Cについては、0時と6時のサンプルは異常値とみなしコンポジットから除外している。

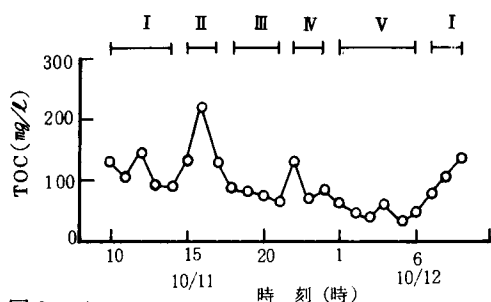


図 2-4 a
A下水のTOC濃度変動とコンポジット帯

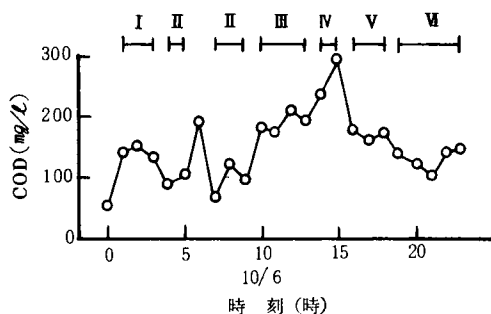


図 2-4 c
C下水のCOD濃度変動とコンポジット帯

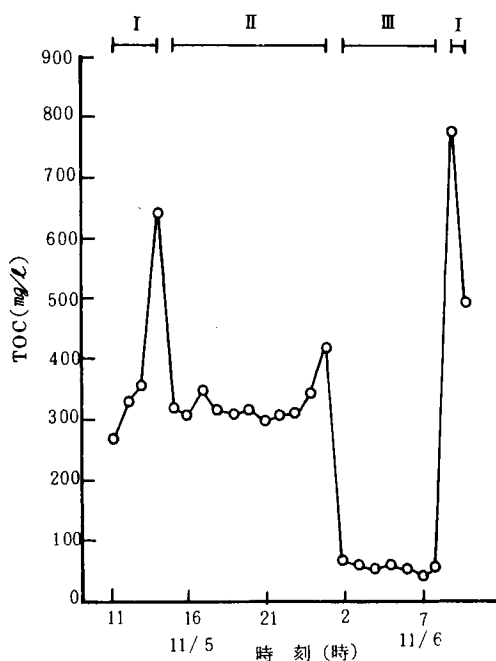


図 2-4 b
B下水のTOC濃度変動とコンポジット帯

(1) 分画方法

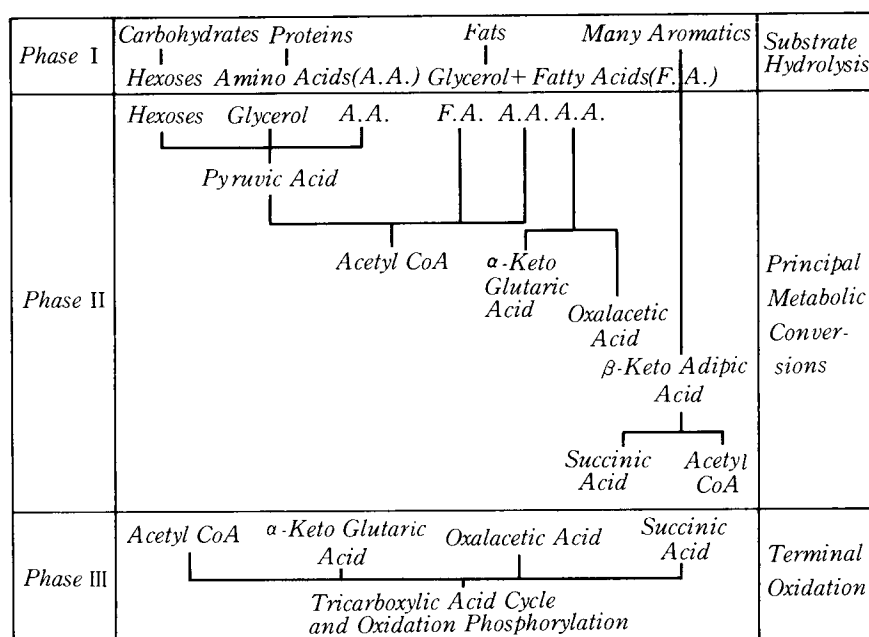
原水、曝気槽流入水、粒径分布上有意でかつ微生物に代謝されやすい粒径 $1.2\mu\text{m}$ 以下の溶解性部分について有機成分を知る目的で分画した。

A, Bについては、原水と2時間静沈後上澄液、東洋濾紙No.5 C濾液を対象とした。2時間静沈後上澄液の分画サイズは不明だが、一応の目安として、Rickert ら⁹⁾の報告を参考によると、円すい沈殿タンクでの1時間静置における沈殿分離のideal sizeは $100\mu\text{m}$ 以上であることから $100\mu\text{m}$ 程度が目安となろう。東洋濾紙No.5 C濾液は $1.2\mu\text{m}$ 程度以下の粒径のものを含んでいるとみなせる。

Cについては、原水がすでに1時間弱の沈殿を経ており、かつ先の分画で最初沈殿池上澄水の上限粒径に近い $105\mu\text{m}$ 濾液との差がほとんどないことから、原水を曝気槽流入水に相当するものとみなし、原水と東洋濾紙No.5 C濾液とを対象とした。

(2) 分析項目と分析方法

対象としている活性汚泥法のような生物酸化においては、数多くの酵素をもった微生物が、水中の各種の有機物質を酸化し、その反応によって発熱されるエネルギーを利用して諸活動を行っている。有機物質の分解・酸化経路を簡単に図示すると図2-5のようになる。



注) 文献15)より引用

図2-5 主たる代謝経路

図2-5に示されるように、都市下水中での有機物質について代謝を考慮すると、炭水化物、蛋白質、脂肪、芳香族化合物等と、それらの加水分解産物であるヘキソース、アミノ酸、グリセリン、脂肪酸等が主として問題となり、すでに示した分析例においてもこれらが主な成分である。ここでは生化学的に意義があり、かつ下水中にかなりの量が存在することが認められ、分析にあ

たって特別の機器や手段を必要としない項目として、以下の5項目の化学成分を分析した。すなわち、蛋白質、アミノ酸、炭水化物、粗脂肪、揮発性有機酸の5種の有機化合物群である。また、従来からの有機物質把握指標としてBOD、COD、TOC、Org.Nをえらび、これらについても分析した。

分析方法を表2-5にまとめる。

表2-5 分析項目と分析方法

分析項目	分 析 方 法
BOD	下水試験方法 ¹²⁾ のナトリウムアザイド変法
COD	Standard Methods ¹³⁾
TOC	柳本TOC測定装置TOC-1型使用
炭 水 化 物	アンスロン法 ^{16),17)}
蛋 白 質	フォリン-フェノール法 ^{17),18)}
ア ミ ノ 酸	ニンヒドリン法 ^{17),19),20)}
粗 脂 肪	下水試験方法 ¹²⁾ の簡易法
揮発性有機酸	下水試験方法 ¹²⁾ のリン酸法 ²¹⁾

II. 結果と考察

分析結果を表2-6のa, b, cにまとめる。以下、これについて考察する。

表2-6 a A下水の分析値

(単位: mg/ℓ)

試 料	BOD	COD	TOC	Org.N	蛋白質	アミノ酸	炭水化物	粗脂肪	揮発性有機酸
I 原 水	180	388	94	23	91	59	62	14	33
2時間静沈後水	122	260	82	18	81	56	14	12	30
No.5 C 汚 液	46	156	49	13	45	52	6	1	24
II 原 水	261	582	185	24	101	58	69	58	52
2時間静沈後水	201	512	158	18	86	52	20	40	41
No.5 C 汚 液	107	219	70	12	51	49	9	2	36
III 原 水	132	314	77	16	66	52	36	20	36
2時間静沈後水	105	208	63	14	62	49	9	17	35
No.5 C 汚 液	44	125	35	10	38	49	4	2	31
IV 原 水	149	321	85	17	69	46	44	22	31
2時間静沈後水	118	231	66	12	55	43	10	7	31
No.5 C 汚 液	47	139	38	10	38	43	5	3	28
V 原 水	92	233	47	11	43	32	43	3	30
2時間静沈後水	57	190	39	9	36	34	5	2	25
No.5 C 汚 液	19	110	24	7	18	29	3	0	21

表2-6 b B下水の分析値

(単位: mg/ℓ)

試 料	BOD	COD	TOC	Org.N	蛋白質	アミノ酸	炭水化物	粗脂肪	揮発性有機酸
I 原 水	767	2130	686	89	462	49	189	93	69
2時間静沈後水	188	422	122	29	119	36	25	8	69
No.5 C 汚 液	135	237	62	18	80	31	15	0	51
II 原 水	467	1190	371	55	289	24	130	80	44
2時間静沈後水	171	284	71	17	80	16	17	6	44
No.5 C 汚 液	93	142	21	5	55	14	9	0	39
III 原 水	109	176	54	13	54	13	13	5	36
2時間静沈後水	87	164	51	12	51	13	12	4	28
No.5 C 汚 液	41	65	16	8	31	12	7	0	32

表2-6 c C下水の分析値

(単位: mg/ℓ)

試料	BOD	COD	TOC	Org.N	蛋白質	アミノ酸	炭水化物	粗脂肪	揮発性有機酸
I 原水	85	131	43	12	40	24	20	+	
No.5 C 汚液	19	27	11	4	10	19	5	0	9
II 原水	61	75	31	12	31	22	14	0	
No.5 C 汚液	12	17	17	4	8	15	6	0	6
III 原水	110	151	43	11	48	36	25	+	
No.5 C 汚液	27	13	19	—	22	27	7	+	12
IV 原水	154	236	65	14	74	69	37	4	
No.5 C 汚液	57	82	23	6	15	47	8	0	14
V 原水	121	159	47	11	59	63	23	+	
No.5 C 汚液	43	73	26	5	17	46	7	+	15
VI 原水	90	126	35	9	38	33	19	2	
No.5 C 汚液	31	49	19	5	18	28	6	0	21

注) +は trace

(1) 5種の有機化合物群による下水中有機物質の把握

前記5種の有機化合物群による下水中有機物質の把握をTOCとOrg.Nの2指標について検討する。

表2-7 a, bに示した換算係数を用いて各有機化合物群の炭素量, 窒素量を計算し, 各々5種について加算したものを換算TOC, 換算Org.Nとした。

表2-7 a 有機成分の有機性炭素換算係数

有機成分	換算係数	備考
蛋白質	0.30	標準物質卵アルブミンのTOC測定より
アミノ酸	0.27	標準物質グリシンのTOC測定より
炭水化物	0.39	標準物質グルコースのTOC測定より
粗脂肪	0.77	脂肪酸としてパルミチン酸, ステアリン酸, オレイン酸を考えた場合の理論値
揮発性有機酸	0.40	TOC標準物質の酢酸の理論値

表2-7 b 有機成分の有機性窒素換算係数

有機成分	換算係数	備考
蛋白質	0.16	蛋白質の一般的窒素含率
アミノ酸	0.19	標準物質グリシンの窒素含率

表2-6 a, bに示した実測のTOC, Org.Nに対してこれらをプロットすると, 図2-6 a, bを得る。両図において, 実直線は実測値=換算値となるときのを示している。TOCでは換算値の方が幾分低く, Org.Nは換算値の方が幾分高い傾向にある。

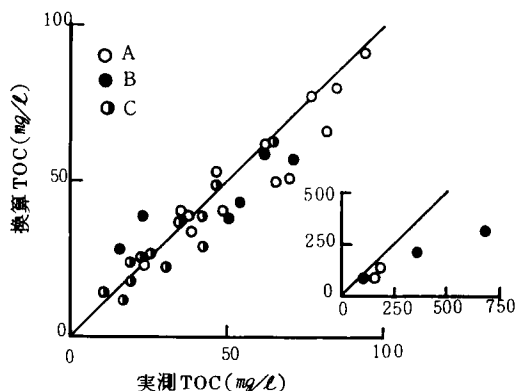


図2-6 a 実測TOCと換算TOC

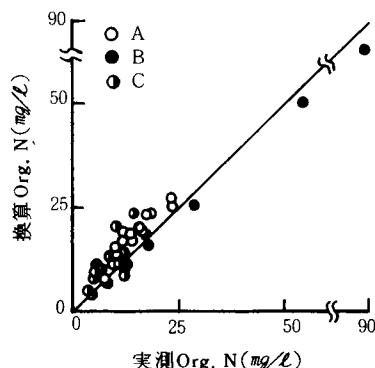


図2-6 b 実測Org.Nと換算Org.N

これらは、有機物質を評価するのに5成分だけでは不十分であることに加え、以下のような理由による。

- ① 換算係数そのものが便宜的なものであり、必ずしも各有機化合物群の換算係数を代表しきれていない。たとえば、アミノ酸のOrg.N換算には、分析において標準物質としたグリシンの窒素含率を用いているが、これは窒素含率の高いものである。
- ② 分析方法が必ずしも十分なものではなく、たとえば、アミノ酸測定において、アンモニアや蛋白質の影響を考慮しておらず、また、Org.Nを求める時に関係するアンモニアの測定においてはアミノ酸の影響を考えていない。

しかしながら、全体的な傾向としてみると、測定した5項目の有機化合物群によって都市下水中の有機物質の大半を把握しえたとみなせる。

(2) 有機成分の分布パターン

表2-6 a, b, cに示した有機化合物群のデータを視覚的に把握するために描いたものが図2-7 a, b, cである。図中の最も外側のラインは、A, B, Cともに原水濃度をしめすが、Cは原水がすでに1時間弱の沈殿後の上澄液であり、A, Bの中のラインすなわち2時間静沈後の上澄液に近い状況下の値をしめす。内側のラインは、いずれの場合も東洋汙紙No.5 C 汙液の濃度を示している。

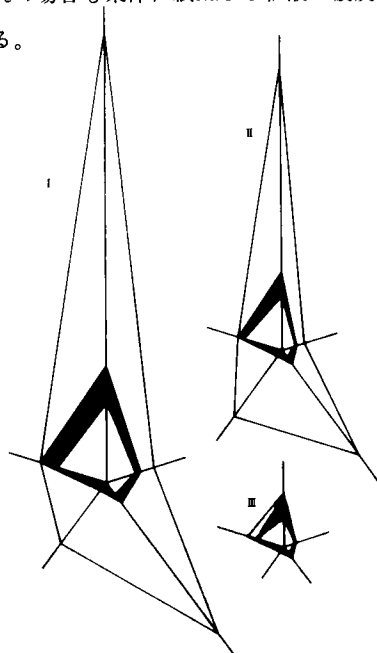


図2-7 b B下水の有機成分の分布パターン

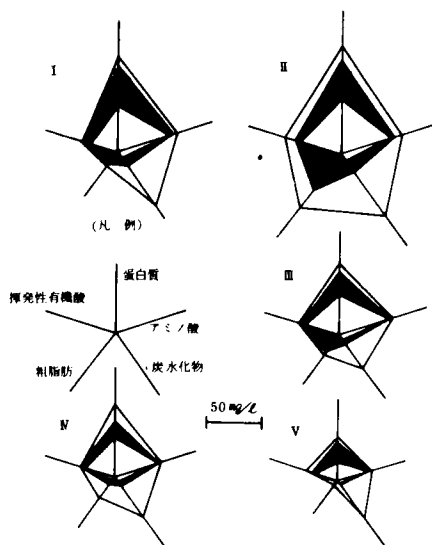


図2-7 a A下水の有機成分の分布パターン

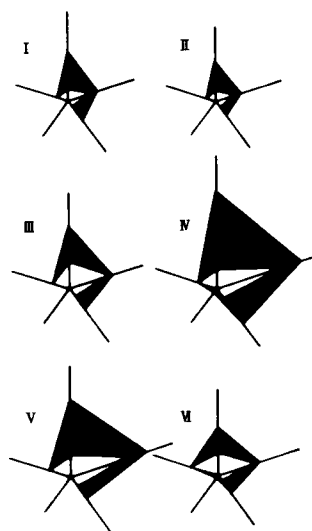


図2-7 c C下水の有機成分の分布パターン

これらを詳細にみれば、同一下水について時間的に変動はあるものの傾向としては類似した分布パターンを示している。A、B、C 3つの下水を相互比較すると、一層その傾向が明確であり、とくに、曝気槽に流入するとみなせる沈後水についてこのことがいえる。すべての下水をBOD、CODのような総括的な指標で同一のとりあつかいをするには問題があるが、上のような確認を経た後には、各下水については粒径分布を考慮したうえで総括的な指標を用いて有機物質の量や代謝性を検討することに意義がみとめられる。

BOD、CODの中味が不明なこともその1つの理由でいきおい純物質について活性汚泥法の研究をすることが多かった。この場合、実際の系から離れた結論を得る場合も多く、実際の都市下水を用いた有機物質代謝の検討が望まれるが、前述のことから、24時間コンポジットサンプルなどでおよその有機成分分布パターンを知ったうえで都市下水を用いた検討をするべきであると考えられる。

(3) 曝気槽流入有機物質

沈後水を曝気槽流入水と考え、最初沈殿池が良好に働いているとすれば、処理場流入水濃度は大きく異なるもののA、B両下水の曝気槽流入有機物質濃度は大きな差はない。Cは幾分低い。

Cについては検討できないが、Aについては最初沈殿池で主として炭水化物と若干の蛋白質と粗脂肪の沈殿除去があるにすぎないのに対して、Bでは夜間を除いて多量の蛋白質、炭水化物、粗脂肪が流入してその大半が沈殿除去されると推測される。この結果、Aではさほどではないが、BについてはOrg.Nの大半な低下が予想され、事実、実測Org.Nの原水と2時間沈後水との差は大きい。

沈後水の分布パターンをみると、大半が家庭下水で占められているA、Cの場合、揮発性有機酸の他成分との相対的濃度に多少の差異はあるが、蛋白質、アミノ酸という窒素含有有機物質が多いパターンを示している。これに対して、工場廃水の流入のあるBの場合、アミノ酸が少なく、蛋白質と揮発性有機酸の多いパターンをしめしている。

ただし、A、Cについても溶解性有機物質についてみると、Aは蛋白質がアミノ酸に近い濃度であるのに対して、Cは蛋白質がアミノ酸に比してかなり低い濃度であるというちがいがみとめられる。

これらについては、し尿投入量、投入パターンのちがい、下水が発生してから処理場に到達するまでの間に起こる種々の反応の程度のちがいなどの要因が関与しているものと推測される。

なお、A、Bについては処理後の水質の化学成分を文献22)に示してある。

2-3 都市下水中の窒素化合物

都市下水中の有機物質については、その性状をかなり詳細に検討したが、ここでは第6章での窒素除去の検討に対する準備として、都市下水中の窒素化合物について若干の検討を加える。

下水中の窒素化合物は大半が家庭下水と工場廃水によるものと考えられる。家庭下水については、昭和45年の原単位調査で、し尿に9 gr/人・日、雑廃水に3 gr/人・日の窒素量が想定され、昭和65年にはそれぞれ9 gr/人・日、4 gr/人・日になるだろうと見積られており¹¹⁾、し尿に由来する部分が多い。

し尿中の窒素化合物については、表2-8に詳細な分析値を示すが、多くの物質が同定されている。

表2—8 人間が排せつする窒素化合物^{a)}

成 分	尿 中 排 せ つ 量 (mg/体重kg・日)		大 便 中 排 せ つ 量 (mg/体重kg・日)		汗 中 の 排 せ つ 量 (mg/100ml)	
	数 値	範 囲 ^{b)}	数 値	範 囲 ^{b)}	数 値	範 囲 ^{b)}
水分, 全量	17,000	7,800~27,500		910~1,820		
固体, 全量	860	780~1,000	394	140~560		
窒素, 全量 ^{c), d)}	160	85~330	24	11.4~36.0	31.0	27~64
タンパク質窒素		0.0046~0.018				
非タンパク質窒素 ^{d)}		85~330			31.0	27~64
アミノ酸窒素	2.5	2.2~4.4			2.8	1.57~4.76
クレアチニン	15	12~25			4.25	0~6.68
馬尿酸	8	1~12				
尿 素	300	215~500			72	25~186
尿 酸	9	5~12			1.4	0.7~2.5
アシモニア	9.2	4~18.2		0.36~1.2		2.5~35
ア ミ ノ 酸						
アラニン	0.55					
アルギニン	0.4	0.34~0.5	3.8	2.9~5.0	13.5	5.8~21.4
アスパラギン酸	2.32	0.37~3.7				
シトルリン		0.345~0.79				
シスチン		1.5~2.4				
グルタミン酸	5.27	1.58~11.55				
グリシン		2.3~18.0				
ヒスチジン	3	0.98~6.59	1.7	1.4~2.1	8.0	6~10
ヒドロキシプロリン	0.02					
イソロイシン	0.3	0.11~0.6	4.3	3.3~5.5	2.3	1.0~3.6
ロイシン	0.32	0.2~0.52	5.6	4.3~6.9	2.7	1.2~4.2
リシン		0.48~2	5.7	4.5~6.9	2.3	1.4~3.2
メチオニン	0.14	0.12~0.17				
オルニチン(遊離 ^{e)})	0.15					
フェニルアラニン	0.33	0.21~0.6			2.2	1.0~3.5
プロリン	0.61	0.33~0.9				
セリン	0.65	0.35~1.4				
トレオニン	0.77	0.36~1.2	4.0	3.5~5.2	5.4	1.7~9.1
トリプトファン	0.7	0.23~1.3			1.1	0.4~1.8
チロシン	0.79	0.35~1.45			3.2	1.2~5.0
バリン	0.3	0.21~0.45	4.6	3.6~6.2	3	1.5~4.5
その他いろいろな化合物						
メチオニンスルホキシド		0~0.31				
インジカン	0.14	0.06~0.45				
アドレナリン ^{f)}	0.16	0.07~0.31				
タウリン		0.105~0.2				
アラントイン	0.27	0.18~0.36				
ノルアドレナリン ^{f)}	0.4	0.17~0.9				
プリン塩基	0.41	0.18~0.92		2~3		
酢酸グアニン		0.23~0.51				
ヒスタミン		0.2~1.0				
クレアチン ^{g)}	2.9	1.1~3.86				
ヒドロキシチラミン ^{f)}		1.4~2.8				
イミダゾール誘導体		1.35~9.4		0~0.2		

a) 汗をかく割合は変動しやすく、ある状態では0であるが、非常に暑い気候では1日12ℓにもなるため、“mg/体重kg・日”の単位は汗からの排せつ物データには使用しなかった [Albritton (1952)]。

b) 範囲は引用文献で報告されている値の範囲の平均を示す。

c) 排せつ物の中の窒素は窒素化合物として存在し、遊離の状態ではない。

d) 窒素, 全量と非タンパク質窒素値は、アミノ酸窒素からアンモニアまでの個々の窒素化合物に示した値から計算したものである。脚注bも参照。

e) 同定されていない。

f) カテコールアミン類は μg で表記される。

g) 成人男子の尿中には通常存在しない。

注) 文献 1) より引用

人間の窒素排泄形態が尿素であることから、尿素的の占める割合が大きい、その他の有機化合物としてはたとえば、アミノ酸の全種類の存在が認められている。

工場廃水については、窒素含有程度の大きなものとして、たとえば表2-9がしめされているが、食品関係、皮製品関係のように動植物を扱う業種に集中している。

表2-9 工場廃水の栄養濃度

廃水の型	BOD (mg/ℓ)	N (mg/ℓ)	BOD:N
てんさい糖洗 浄 水	1,180~4,630	21~70	56:1~66:1
プレス廃水	13,900~39,000	28~712	55:1~488:1
じゃがいもでんぷん	3,120	89~186	16.8:1~35:1
乳 製 品	200~6,000	30	6.7:1~200:1
麦 芽 糖 工 場	1,621	29	56:1
醸 造	611	156.4	3.9:1
イ ー ス ト	3,042	858	3.5:1
と 蓄 場	838	145	5.8:1
皮はぎ工場(濃縮廃水)	1,000~6,000	400~1,500	2.5:1~4:1
ボ ー ル 紙	3,900	165	23.6:1
	2,500	50	50:1
亜麻浸水場廃水	2,500	40	62.5:1
で ん ぷ ん	3,000	319	9.4:1
洗 毛	10,000	1,400	7.2:1
染色廃水(クロム色素)	1,020~3,700	7~22	145:1~168:1
なめし皮廃水	296	57	5.2:1
	622	51	12.2:1
蒸留工場廃水	15,000	1,900	7.9:1
ペニシリン工場廃水	4,030	400	10.1:1
酪 農 廃 水	400	40	10:1

注) 文献23)より引用

し尿水の窒素も食物を通じてのものであるから、都市下水中の窒素化合物は肥料工場のような特殊な工場廃水を除けば主として動植物に由来しているものと考えられる。

し尿あるいは工場廃水として下水道に導びかれた窒素化合物は、ウレアーゼによる尿素的のアンモニアへの分解等の変化をうけながら終末にある下水処理場に導びかれる。処理場流入水中の窒素化合物について、総括的ではあるが、図2-8のような分析例⁸⁾がしめされている。図2-8aは、人口20万人分

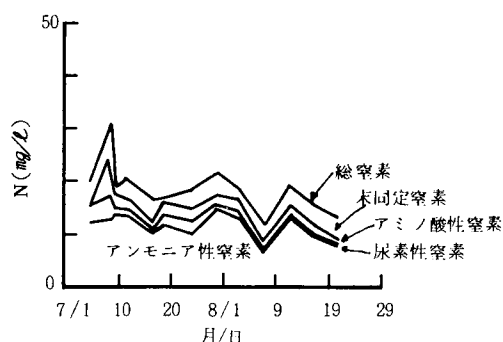


図2-8a 下水中の窒素の変化
(Madison, Wis.)

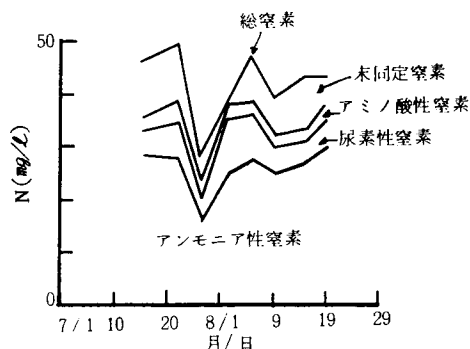


図2-8b 下水中の窒素の変化
(Cross Plain, Wis.)

の家庭下水と、下水流量の11%にあたる11,355m³/日の散水汙床法による前処理を経た meat-working plant 廃水、さらに metal-werling plant 廃水、pattery procedure 廃水とからなる下水についてのものである。図2-8bは950人分の家庭下水と流量の18%を占めるバター製造所廃水から成っている下水についてのものである。

これらより、尿素やアミノ酸に起因する窒素もかなりの割合で存在しているがアンモニア性窒素が大半を占めており、全窒素の濃度変動の大きな原因となっている。アンモニア性窒素の全窒素に占める割合は前者で40~70%であり、後者で55~70%であった。また、前者において尿素性窒素の割合が小さく、後者で大きいことについては、処理場への到達時間の差にもとづく尿素的分解程度のちがいによるものと推定されている。

なお、アンモニア性窒素の酸化された形態である亜硝酸性窒素、硝酸性窒素は第1章で示し第6章においても例を示すが、一般的にいて都市下水中にはほとんどない。

2-4 まとめ

既存データ及び実測データをもとに、都市下水中の有機物質について、粒径分布と有機成分の分布特性を検討した。また、窒素化合物について文献より特徴をみた。得られた結果をまとめる。

- 1) 都市下水中の有機物質の大半は、あまり多くない種類の有機化合物群で把握でき、実測した下水については、蛋白質、アミノ酸、炭水化物、粗脂肪、揮発性有機酸を測定することにより、ほぼ満足のいく有機物質の把握ができた。
- 2) 検討した5種の都市下水は、有機成分の把握の仕方は異なるものの、それぞれにおいてかなり一定した有機成分の分布パターンをしめした。このような分布パターンの情報とセットにして考えればBOD、COD等の総括的な有機物質指標の意義が深まる。
- 3) 詳細には1例の検討しか行っていないが、都市下水中の有機物質の粒径分布から、1時間弱の沈後水については、8 μ m~53 μ mの間に大半のものが存在し、0.45 μ m以下にのこりのほとんどが分布していることをみた。その結果、従来から溶解性と浮遊性を分画している1 μ m前後の粒径が粒径分布の目安になりうることを確認した。
- 4) 都市下水中の有機物質は、いずれのケースにおいても浮遊性のものが半分かそれ以上を占めている。曝気槽流入水に近いと思われる沈殿後の下水についても浮遊性のものの比率は高く、都市下水の生物処理を考える時、浮遊性有機物質の挙動に注目する必要がある。
- 5) 一般に、わが国の例では、溶解性有機物質中にアミノ酸、揮発性有機酸、蛋白質が多いが、外国の例では炭水化物も多い。これらの差異は下水そのものの違いのみならず集水過程での反応程度の違いもあると推測される。浮遊性のものはいずれも蛋白質が多いが、炭水化物と粗脂肪は下水によって多少がある。
- 6) 都市下水中の窒素は動植物由来の多くの種類の化合物が考えられるが、その大半がアンモニア性窒素の形態であり、変動要因ともなっている。

第3節 都市下水中有機物質のエネルギー評価²²⁾

3-1 はじめに

前節での検討結果として、活性汚泥法で処理すべき都市下水中には生物酸化の対象となりうる有機物質が有機成分の大半を占めていることと同時に、それらの粒径分布からいわゆる浮遊性といわれる部分がかなりの割合で存在することが明らかとなった。

ここでは、このような都市下水中の有機物質が活性汚泥の基質としていかに評価されるべきものかを明らかにする。過去において、このような視点から都市下水中の有機物質の評価を行なった例はあまりないが、ここで Balmat²⁴⁾ の行なった例を示す。

Balmat は、Warburg 装置をつかって種々の粒子サイズで分画した下水中の有機物質の酸化パターンを BOD として求め、その速度定数や BOD/V S の比を得ている。

その結果をまとめると表 2-10 のようになる。

表 2-10 各種分画下水の BOD, 速度定数 k , BOD/V S

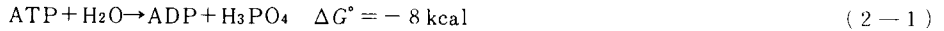
試料	粒径分布	BOD (mg/ℓ)	k (1/日)	BOD/V S
生下水	> 0 μ m	315	0.22	0.85
沈降性部分	> 100 μ m	48	0.08	0.95
非沈降性部分	< 100 μ m	269	—	0.85
スーパーコロイド性部分	1 μ m~100 μ m	89	0.09	0.97
コロイド性部分+溶存性部分	< 1 μ m	177	—	0.84
コロイド性部分	1nm~1 μ m	49	0.22	1.26
溶存性部分	< 1nm	127	0.39	0.75

文献²⁴⁾に示された BOD のプロフィールからみてかならずしも適切とはいえないが、すべて 1 次反応として求めた BOD の速度定数 k は明らかに粒径の大きくなる程小さく、代謝されにくいことがわかる。しかしながら、BOD/V S は粒径によらずほぼ一定であり、5 日間という時間をかけると V S の BOD 発現がほぼ同程度であると結論できる。

また、沈降性部分、スーパーコロイド性部分、コロイド性部分、溶存性部分の和が 313mg/ℓ であるのに対して、生下水は 315mg/ℓ、スーパーコロイド性部分、コロイド性部分、溶存性部分の和が 265mg/ℓ であるのに対して非沈降性部分が 269mg/ℓ というように重ねあわせが成立している。BOD を有機物質についての微生物の資化可能性とみると、浮遊性の部分も溶解性の部分と大差ないことが示唆されるが、以下、酸化の際のエネルギー生成量と BOD 値の関係からより詳細な検討を加える。

3-2 BOD のエネルギー的考察^{15), 25), 26)}

水中の他栄養性の微生物は、図 2-5 に示したようなパターンで下水中の有機物質を代謝する。ここでは、基質酸化によって遊離されたエネルギーのうち、高エネルギー含有物の ATP に貯えられるものを有効エネルギーと見て検討する。よく知られているように ATP はエネルギーを放出して ADP になり、逆に ADP はエネルギーを得て ATP になりエネルギーを貯える。



ΔG の右肩の°は標準状態であることを示す。この値については幾つかのものが出されているが、ここでは-8 kcalと考えておく。式(2-1)から、例えば、グルコースは解糖経路、TCAサイクルを通して完全に酸化されて、最終生成物として水と炭酸ガスを得るとき、688kcalの自由エネルギーを遊離するが、38個のATPがつくられるので、約300kcalのエネルギーが生物に有効なものとなる。

Servizi¹⁵⁾によると、

$$Y = k_1 N_{ATP} \quad (2-2)$$

Y ：代謝分解された基質1モル当りの合成汚泥量(g-細胞/モル-基質)

N_{ATP} ：基質1モルが完全に代謝したとき生成されるATPのモル数(モル-ATP/モル-基質)

k_1 ：比例定数(g-細胞/モル-ATP)

$$N_{ATP} = -k_2 \Delta G^\circ \quad (2-3)$$

ΔG° ：基質が標準状態で完全酸化されたとき遊離する自由エネルギー(kcal/モル-基質)

k_2 ：比例定数(モル-ATP/kcal)

の関係が成り立ち、式(2-2)、式(2-3)より、

$$Y = -k_1 k_2 \Delta G^\circ \quad (2-4)$$

を得る。さらに好氣的条件下では、

$$N_{ATP} = k_3 V_0 \doteq k_4 \cdot \text{TOD} \quad (2-5)$$

V_0 ：基質1モルが完全酸化されるとき酸素吸収量(g- O_2 /モル-基質)

TOD：基質1モルが完全酸化されるときに要する理論的酸素要求量(モル- O_2 /モル-基質)

k_3 ：比例定数(モル-ATP/g- O_2)

k_4 ：比例定数(モル-ATP/モル- O_2)

が成り立ち、また、与えられた基質中の炭素と合成汚泥中の炭素との間には次式が成り立つ。

$$f_s = \frac{C_c \cdot Y}{12 C} \quad (2-6)$$

f_s ：汚泥合成率で、基質中の炭素量のうち汚泥合成に用いられた割合

C_c ：合成された汚泥中の炭素の重量割合

C ：除去された基質1モル当りの炭素量(モル-C/モル-基質)

ここで、基質の酸化割合を f_0 とすると、 f_s との間には式(2-7)の関係がある。

$$f_0 = 1 - f_s \quad (2-7)$$

式(2-4)、式(2-6)、式(2-7)より、

$$f_0 = 1 + \frac{C_c}{12} k_1 k_2 \frac{\Delta G^\circ}{C} = 1 - \frac{C_c}{12} k_1 k_2 \left(\frac{-\Delta G^\circ}{C} \right) \quad (2-8)$$

となる。この式より、基質の酸化率は $-\Delta G^\circ/C$ という基質のもつ化学特性に関係づけられることがわかり、 ΔG° については、約30種の有機物質から平均的に、次のようになる。

$$\Delta G^{\circ} = -110Z = -\frac{110}{32} \cdot \text{T O D} \quad (2-9)$$

Z: 基質が完全に酸化されときの酸素のモル数

式(2-9)を式(2-8)に代入すると,

$$f_0 = 1 - \frac{Cc}{12} k_1 k_2 \left(\frac{110}{32} \cdot \frac{\text{T O D}}{C} \right) \quad (2-10)$$

が成り立つ。複合基質の場合、重ね合わせができるとすると,

$$\begin{aligned} f_0 &= 1 - \frac{Cc}{12} k_1 k_2 \left\{ \frac{\sum M_i \left(\frac{-\Delta G^{\circ}}{C} \right)_i}{\sum M_i} \right\} \\ &= 1 - \frac{110}{32} \cdot \frac{Cc}{12} k_1 k_2 \left\{ \frac{\sum M_i \left(\frac{\text{T O D}}{C} \right)_i}{\sum M_i} \right\} \end{aligned} \quad (2-11)$$

M_i : モル数

が得られる。いま、B O DはT O Dに酸化率 f_0 を乗じたものとして近似すると、次式が成り立つ。

$$\text{B O D} \doteq f_0 \cdot \text{T O D} \quad (2-12)$$

式(2-8)~式(2-10)を式(2-12)に代入すると

$$\begin{aligned} \text{B O D} &\doteq \frac{32}{110} \left\{ 1 - \frac{Cc}{12} k_1 k_2 \left(\frac{-\Delta G^{\circ}}{C} \right) \right\} (-\Delta G^{\circ}) \\ &\doteq \left(1 - \frac{110}{32} \cdot \frac{Cc}{12} k_1 k_2 \frac{\text{T O D}}{C} \right) \cdot \text{T O D} \end{aligned} \quad (2-13)$$

を得、同様に式(2-11)を式(2-12)に代入すると

$$\begin{aligned} \text{B O D} &\doteq \frac{32}{110} \left(1 - \frac{Cc}{12} k_1 k_2 \left\{ \frac{\sum M_i \left(\frac{-\Delta G^{\circ}}{C} \right)_i}{\sum M_i} \right\} \right) \left\{ \frac{\sum M_i (-\Delta G^{\circ})_i}{\sum M_i} \right\} \\ &\doteq \left(1 - \frac{110}{32} \cdot \frac{Cc}{12} k_1 k_2 \left\{ \frac{\sum M_i \left(\frac{\text{T O D}}{C} \right)_i}{\sum M_i} \right\} \right) \left\{ \frac{\sum M_i \cdot \text{T O D}_i}{\sum M_i} \right\} \end{aligned} \quad (2-14)$$

を得る。

単一基質の場合の式(2-13)に、Serviziの得た実験データである $Cc=0.52$, $k_1, k_2=0.108$ を代入すると,

$$\begin{aligned} \text{B O D} &\doteq \frac{32}{110} \left\{ 1 - 0.00468 \left(\frac{-\Delta G^{\circ}}{C} \right) \right\} (-\Delta G^{\circ}) \\ &\doteq \left(1 - 0.016 \frac{\text{T O D}}{C} \right) \cdot \text{T O D} \end{aligned} \quad (2-15)$$

となり、表2-11に示した有機物質についての平均値として $-\Delta G^{\circ}/C=106.4$, $\text{T O D}/C=31.1$ を代入すると,

表2-11 自由エネルギー，エンタルピー，TOD，BOD一覧表

分類	基 質 名	$-\Delta G^*$ (kcal/ モル-基質)	$-\Delta G^*$ (cal/ g-基質)	$-\Delta G^*$ /C (kcal/ モル-C)	$-\Delta H^*$ (kcal/ モル-基質)	$-\Delta H^*$ (cal/ g-基質)	$-\Delta H^*$ /C (kcal/ モル-C)	$-\Delta H^*$ /O ₂ (kcal/ モル-O ₂)	TOD/C (g-O ₂ / モル-C)	TOD (mg-O ₂ / g-基質)	BOD (mg-O ₂ / g-基質)
解 糖 系	澱 粉	618	3,815	103	684	4,220	114	114	32	1,185	552
	サ ッ カ ロ ー ス	1,384	4,050	115	1,350	3,947	113	113	32	1,123	606
	グ ル コ ー ス	689	3,826	115	674	3,744	112	112	32	1,067	524
	キ シ ロ ー ス	575	3,840	115	561	3,740	112	112	32	1,067	518
	ヒ ル ビ ン 酸	283	3,665	94	—	—	—	—	27	920	541
	乳 酸	329	3,658	110	321	3,567	107	107	32	1,067	633
T C A サ イ ク ル	グ エ ン 酸	493	2,567	82	467	2,432	78	104	24	750	460
	α-ケトグルタル酸	433	2,963	87	—	—	—	—	26	890	653
	コ ハ ク 酸	382	3,240	95	357	3,025	89	102	28	949	533
	フ マ ル 酸	346	2,987	86	319	2,750	80	106	24	828	525
	リ ン ゴ 酸	326	2,435	82	320	2,388	80	107	24	716	462
	カ ゼ イ ン	937	5,850	117	—	—	—	—	32	1,391	807
ア ミ ノ 酸	グ リ シ ン	163	2,168	82	231	3,080	116	154	24	648	350
	D, L-α-アラニン	314	3,526	105	390	4,382	130	130	32	1,079	627
	アスパラギン酸	323	2,431	81	385	2,894	96	128	24	722	407
	グルタミン酸(ソーダ)	462	2,735	92	—	—	—	—	29	—	430
ア フ ル エ コ ノ ー ル	エチルアルコール	315	7,072	158	327	7,109	164	109	48	2,087	1,120
	ブチルアルコール	620	8,381	155	639	8,635	160	107	48	2,595	1,221
	グ リ セ リ ン	396	4,304	132	397	4,315	132	113	37	1,207	671
	フ ェ ノ ー ル	725	7,709	121	730	7,766	122	—	37	—	—
カ ル ボ ン 酸	酢 酸	213	3,547	107	209	3,483	105	105	32	1,067	610
	プロピオン酸	360	4,870	120	—	—	—	—	37	—	—
	酪 酸	514	5,841	129	522	5,932	131	104	40	—	—
	安息香酸	770	7,000	110	772	7,018	110	103	34	2,164	1,050
	パルミチン酸	2,338	9,150	78	2,389	9,332	80	104	46	—	—
	オレイン酸(ソーダ)	2,864	9,420	159	2,713	9,621	151	106	45	—	—

$$\text{BOD} \approx -0.146 \Delta G^\circ$$

$$\approx 0.502 \text{TOD}$$

(2-16)

を得る。文献25), 26)にあるごとく、純粋有機物等についての実測データと式(2-16)の関係は図2-9, 図2-10のようである。式(2-13)において、BOD, ΔG° , TODの単位はそれぞれ(g-O₂/モル-基質), (kcal/モル-基質), (g-O₂/モル-基質)であるが、 ΔG° の単位に(cal/g-基質)を用い、TODの単位に(mg-O₂/g-基質)を用いると、BODの単位は(mg-O₂/g-基質)となり、(g-基質/l)の有機基質が幾らの(mg-O₂/l)に相当するかということであり、通常単位がそのまま使える。

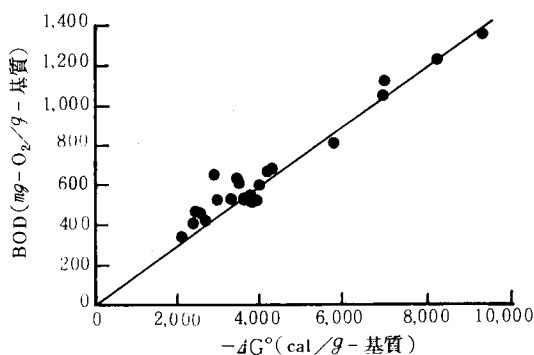


図2-9 純粋有機物質における標準自由エネルギー変化量とBOD

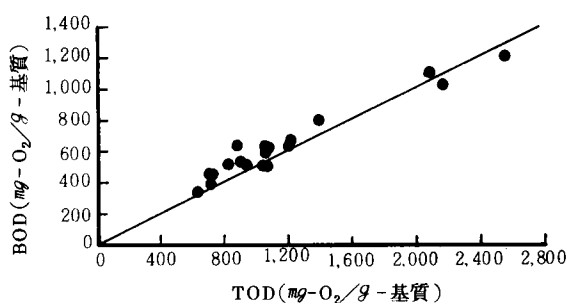


図2-10 純粋有機物質におけるTODとBOD

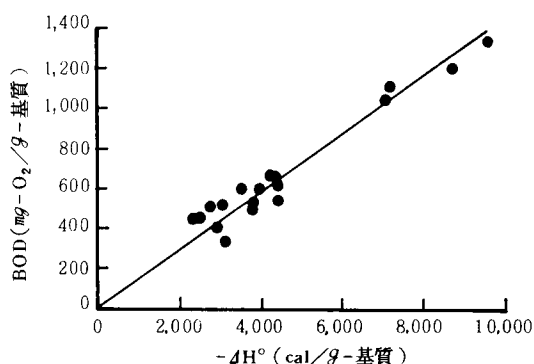
3-3 下水のBOD値とエンタルピー変化量

3-3-1 BOD値と酸化反応のエンタルピー変化量

前項で概観したように、酸化の際の自由エネルギー変化量とBODとの間に、ほぼ間違いのない比例関係があることがわかった。しかしながら、この自由エネルギー変化量は純粋物質については文献

に表示されているが、非常に複雑な有機物質構成をなす下水やその他下水処理に関する有機物質を対象とする場合は評価しがたくなる。このため、いわゆる反応熱（いまの場合、酸化を問題としているので燃焼熱）として知られているエンタルピー変化量を代用することを考える。このエンタルピー変化量を使うと通常熱量計として使われているボンガ熱量計を使用して得ることのできるデータを利用でき、工学的評価が容易となる。さらに表2—11にみるごとく、われわれの対象としている有機物質については、 ΔG° と ΔH° との

差はあまりないことから一応の妥当性をもつ。しかしながら、これらは数値が近似しているだけであり、本質的には ΔG° で考察しなければならない²⁷⁾。ちなみに、純粋有機物質について ΔG° の代わりに ΔH° を使い BOD との関係のプロットすると図2—11を得た。以下、エンタ



ルピー変化量に基づいて考察し 図2—11 純粋有機物質における標準エンタルピー変化量と BOD てゆく。

式(2—16)は式(2—17)に書きかえられる。

$$\text{BOD} = -0.146\Delta H^\circ \quad (2-17)$$

都市下水において BOD とエンタルピー変化量とを関係づける式を導く。複合基質について得られた式(2—14)において、 $\left(\frac{-\Delta G^\circ}{C}\right)_i \doteq \text{const.}$ と仮定しうるので、いま $\Delta G^\circ \doteq \Delta H^\circ$ とおくと、

$$\text{BOD} \doteq -0.146 \left\{ \frac{\sum M_i (\Delta H^\circ)_i}{\sum M_i} \right\} \quad (2-18)$$

を得る。 i 番目の物質の分子量を m_i とし、水 1 ℓ 中でのこの物質の量を $C_i \text{ mg}$ とし、式(2—17)の場合と同じく ΔH° の単位を (cal/g-基質) に代え、これを $\Delta H_i^{\circ'}$ とすると

$$\begin{aligned} M_i (-\Delta H^\circ)_i &= \left(\frac{C_i}{m_i} \times 10^{-3} \right) (-m_i \Delta H_i^{\circ'}) \\ &= C_i \Delta H_i^{\circ'} \times 10^{-3} (\text{cal}) \end{aligned} \quad (2-19)$$

を得る。BOD は (mg-O₂/モル-基質) の単位であるから、BOD に $\sum M_i$ をかけると 1 ℓ 当りの mg-O₂ の単位である BOD' を得る。これらから式(2—18)は

$$\text{BOD}' \doteq -0.146 (\sum C_i \Delta H_i^{\circ'}) \times 10^{-3} \quad (2-20)$$

となりダッシュをとりのぞくと

$$\text{BOD} \doteq -0.146 (\sum C_i \Delta H_i^{\circ'}) \times 10^{-3} = -0.146 \Delta H_i^\circ \quad (2-21)$$

となる。ここに $\Delta H_i^\circ = (\sum C_i \Delta H_i^\circ) \times 10^{-3}$ である。式(2-21)より、サンプル中の有機物質の燃焼熱あるいは有機物質成分の濃度とその成分のエンタルピー変化量がわかればよいことが知れる。

Cについては前節で実測した5項目を考える。これら5項目でのT O C回収率については前節の図2-6にみるようにかなり良好であるが、低い場合が多い。

しかしながら、これら5項目での有機物質回収率が小さくても、これら以外の有機物質はB O D測定にかかりにくいと思われるので、今の議論の場合、あまり問題がないと思える。

ΔH_i° については以下のように考える。

炭水化物、アミノ酸、揮発性有機酸については、文献(28)、29)に記されている値を使い、各々数種類の平均値を与えた。

蛋白質と粗脂肪については、文献に記されている値がなく、評価しがたいが、食品栄養の方面でボンブ熱量計を使って得られている値を代用する。これは定積反応熱 Q_v であり、定圧反応熱 Q_p とは異なる。ここでは、両者の差である仕事エネルギーを Q_v に比して小さいと仮定して、 $Q_p \approx Q_v$ と考える。このようにして得た値を表2-12に示す。

表2-12 各種有機物質群のエンタルピー変化量

有機物質群	エンタルピー変化量 (cal/g)
蛋白質	-5,650
アミノ酸	-4,650
炭水化物	-4,100
揮発性有機酸	-4,410
粗脂肪	-9,450

3-3-2 下水への適用

表2-6、表2-12の値を使って、式(2-21)に対応させると、図2-12のとおりである。これよりB O Dと ΔH_i° について、

$$BOD = -0.146 \Delta H_i^\circ$$

と近似でき、純有機物質から推論される関係がそのまま成立し、式(2-21)の妥当性が証明しえた。このことは、物理化学量であるエネルギーの重ね合わせが、生物化学反応に基づくB O Dの重ね合わせを導くことを意味している。

また、2-2で述べた(i)、(ii)、(iii)のすべてが同一式で表されることは、下水中の

各サイズの有機物質がB O Dに同じように寄与し、B

O Dを有機物質についての微生物の資化可能性とみるとこれについて有機物質サイズはあまり影響ないとみなせる。

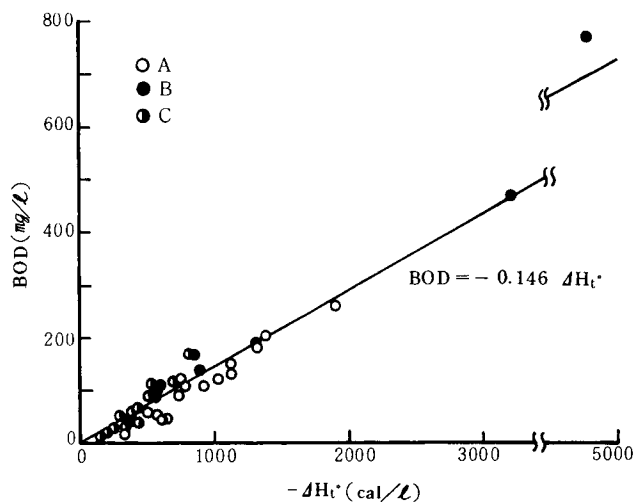


図2-12 都市下水における標準エンタルピー変化量とB O D

3-4 まとめ

下水中の有機物質の基質としての意義について検討を加えた。得られた結果を要約する。

- 1) 純粋有機物質の酸化の際の自由エネルギー変化量とBOD値との関係に、酸化の際のエンタルピー変化量を代用することによって同様な相関関係が成立することを確かめた。
- 2) 実際の都市下水に対してエンタルピー変化量とBOD値とが、純粋有機物質の場合と同じ関係式で評価でき、重ね合わせが成立することがわかった。
- 3) これらより、有機物質の酸化の際のエンタルピー変化量が、そのもつ潜在的な資化可能性であり、BODが微生物の作用によって顕在化した資化可能性を示す指標とみなすと、都市下水中の有機物質は溶解性、浮遊性をとわず純粋有機物質と同等の資化可能性を保持しているとみなせる。

第4節 要約

本章においては、都市下水中の有機物質の諸特性ならびに窒素化合物の濃度変動について検討した。以下に主要な成果を要約する。

第2節では、有機物質の粒径分布、化学成分の把握を中心に都市下水の性状をみた。

- 1) 通常、溶解性と浮遊性を分画する目安である $1\mu\text{m}$ 前後で有機物質を分画すると、いずれの下水についても、これ以上のものが過半を占め、最初沈殿池で除去される $100\mu\text{m}$ 以上のものを除いた部分についても、かなりの割合のものが浮遊性であった。すなわち、Highland ParkではVSでみて63~67%であり、CODでみてA下水では40~57%、B下水では44~60%、C下水では52~79%であった。
- 2) 有機物質の組成を化学成分でみると、炭水化物、蛋白質、アミノ酸、有機酸、脂肪等の数種の化学物質群でかなりの程度の有機物質回収が可能である。これらの成分の分布パターンは下水ごとに異なるが、同一処理場の下水については大略一定していた。
- 3) 下水中の窒素は主として、し尿、工場廃水に由来し、動植物に由来しているとみなせるが、アンモニア性窒素が過半を占め、水質変動に大きく寄与している。

第3節では、Serviziらの提案したBOD評価の考え方にもとづいて、第2節で得たデータを利用して下水中有機物質の資化可能性の評価を行なった。それによると純物質についてもとめられる酸化の際の自由エネルギー変化量とBOD値の関係性を、都市下水中有機物質の酸化の際のエンタルピー変化量とBOD値の間に適用しえた。さらに、この関係は溶解性有機物質にとどまらず浮遊性有機物質についても同様に成立した。すなわち、5日間という時間を保証すれば有機物質のもつエネルギー量がそのサイズを問わず同様にBOD値として発現されることが明らかとなった。

参考文献

- 1) Patrick R. Dugan著、鈴木静夫、鈴木潤三、多田史訳、「水汚染の化学生態学」東京化学同人(1973)
- 2) L. Walter, "Composition of Sewage and Sewage Effluents-Part I" WSW Reference Number (1962)
- 3) L. Walter, "Composition of Sewage and Sewage Effluents-Part II" WSW Reference Number

(1962)

- 4) H. A. Painter and M. Viney, "Composition of a Domestic Sewage" Jour. Biochem & Microbiol. Tech. & Engng. Vol.1, No.2 (1959)
- 5) H. Heukelekian and J. L. Balmat, "Chemical Composition of the Particulate Fractions of Domestic Sewage" SIW Vol.31, No.4 (1959)
- 6) J. V. Hunter and H. Heukelekian, "The Composition of Domestic Sewage Fractions" Jour. WPCF Vol.37, No.8 (1965)
- 7) 加藤三千夫, 田井慎吾, 広瀬真久, 「下水中の有機物の定量とその意義(その1) BODと有機物の関係」水処理技術 Vol.5, No.8 (1964)
- 8) Arther M. Hanson and G. Fred Lee, "Forms of Organic Nitrogen in Domestic Wastewater" Jour. WPCF Vol.43, No.11 (1971)
- 9) David A. Rickert and Joseph V. Hunter, "Colloidal matter in wastewaters and secondary effluents" Jour. WPCF Vol.44, No.1 (1972)
- 10) 宗宮功, 河村清史, 「都市下水中の有機物質について」水処理技術 Vol.21, No.1 (1980)
- 11) 建設省, 「流域別下水道整備総合計画調査指針」(1973)
- 12) 日本下水道協会, 「下水試験方法」(1964)
- 13) APHA, AWWA, WPCF, "Standard Methods for the Examination of Water and Waste Water" 13th ed. (1971)
- 14) 寺島重雄, 寺町和宏, 加藤典昭, 「活性汚泥法による有機性浮遊物の除去に関する一考案」土木学会第29回年次学術講演会講演概要集 (1974)
- 15) J. A. Servizi, "Biological Oxidation and Synthesis as a Function of Substrate Free Energy of Oxidation" ワシントン大学学位 (Ph. Dr.) 論文 (1963)
- 16) 田井慎吾, 「下水中の炭水化物の定量法」用水と廃水 Vol.6, No.5 (1964)
- 17) 満田久輝, 「実験栄養化学」いずみ書房 (1970)
- 18) 馬淵依子, 「活性汚泥中のタンパク質の定量について」第9回下水道研究発表会講演集 日本下水道協会 (1972)
- 19) 石渡良志, 「水中有機物の分析法(6)」水処理技術 Vol.4, No.11 (1963)
- 20) 日本化学会, 「実験化学講座23」丸善 (1957)
- 21) James E. Frook, "Volatile Acids by Direct Phosphoric Acid Distillation" SIW Vol.29, No.1 (1957)
- 22) 合田健, 宗宮功, 河村清史, 「都市下水のエネルギー評価と有機物指標」下水道協会誌 Vol.11, No.127 (1974)
- 23) ミュラー報告, 藤原正弘, 森下典昭訳, 「西ドイツにおける家庭下水と工場廃水の混合処理(その2)」用水と廃水 Vol.9, No.9 (1967)
- 24) J. L. Balmat, "Biochemical Oxidation of Various Particulate Fractions of Sewage" SIW

Vol.29, No.7 (1957)

- 25) 合田健, 「東大阪地域および大, 中, 小都市下水処理場, 処理方式決定までの第3期調査報告書」
(1967)
- 26) 合田健, 中西弘, 内田信一郎, 「活性汚泥法における基質の量的評価に関する基礎的研究」土木学会論文報告集 第181号 (1970)
- 27) K. Harrison 著, 岩井浩一訳, 「生化学概説」東京化学同人 (1969)
- 28) N. A. Lange編, “Handbook of Chemistry” 10th ed. McGRAW-HILL Book Company (1966)
- 29) 日本化学会編, 「化学便覧 基礎編」丸善 (1966)

第3章 都市下水中有機物質の代謝機構に関する研究

第1節 概説

都市下水中には浮遊性有機物質が多く含まれており、前章でみたように最初沈殿池を経て曝気槽に流入する下水についても全有機物質量の1/2前後を占めている。さらに、Balmatの実験例やBOD値と酸化の際のエンタルピー変化量との関係から、浮遊性有機物質は微生物の資化可能性において溶解性有機物質と差がないことが明らかである。

このように、量的に多く質的に溶解性有機物質と大差ない浮遊性有機物質は、基質として評価すべき部分が多いにもかかわらず曝気槽に流入した瞬間に活性汚泥として計量され、活性汚泥法の浄化機能が正しく評価されないのが現状である。

ここでは、より合理的な活性汚泥法の維持管理や運転操作法を探る目的で、浮遊性有機物質の代謝機構に関する検討を行なう。すなわち、第2節において下水中の浮遊性有機物質の代謝の程度について実験的検討を行ない、第4節、第5節において第3節での活性汚泥の量と質の検討をふまえて新たな浄化モデルの提案とそれに基づいた代謝速度の検討を行なう。

第2節 都市下水中有機物質の代謝の量の検討¹⁾

2-1 はじめに

都市下水中の浮遊性有機物質の活性汚泥による代謝の程度を把握する目的で、二つの実験を行った。

すなわち、実験Ⅰでは、活性汚泥に都市下水を半連続的に投入し、酸素消費の面から、実験Ⅱでは、都市下水を連続的に処理する過程で、CODで把握した有機物質の物質収支から浮遊性有機物質の代謝を検討した。

2-2 実験方法

2-2-1 実験Ⅰ—セミバッチテストにおける検討

2ℓのメスシリンダ3本に活性汚泥を同一量入れ、都市下水の250 μ m濾液、53 μ m濾液、1.2 μ m濾液を全体で2ℓになるまで入れた。これについて21時間曝気、3時間静沈、上澄液の廃棄を行った。このような下水投入—曝気—静沈—上澄液の廃棄からなるサイクルを7回実施した。

この間の有機物質の代謝と酸素消費を検討するため、投入下水と曝気後の混合液とについてCOD、アンモニア性窒素、亜硝酸性窒素および硝酸性窒素を分析した。混合液の溶解性CODは静沈後上澄液の1.2 μ m濾液を用いた。また、曝気開始時、0.5、1、2、8、21時間後に酸素消費速度を測定した。

実験に用いた活性汚泥はO市終末処理場返送汚泥を1日間空曝気したものであり、実験開始時のMLSSは850mg/ℓであった。また下水は主として家庭下水からなる同処理場流入下水である。250 μ m、53 μ mの濾液はJIS規格のふるいを用い、1.2 μ m濾液は東洋濾紙No.5Cを用いて得た。分析方法は表3-1にまとめた。CODはStandard Methods²⁾によったが、他は下水試験方法³⁾によった。

表 3-1 分析項目と分析方法

分 析 項 目	分 析 方 法
S S	フィルタ=法
C O D	重クロム酸カリウム法
アンモニア性窒素	ネスラー法
亜硝酸性窒素	N-(1-ナフチル)エチレンジアミンスルファニル酸法
硝酸性窒素	フェノールジスルホン酸法
酸素消費速度	Oxygen Analyzer 使用

2-2-2 実験Ⅱ—連続処理過程における検討

下水の連続処理過程における有機物質の正確な物質収支を把握するため、図 3-1 に示すコンパクトな実験装置を用いて実験を行った。装置がコンパクト化するにつれて、必要とする滞留時間を確保するために、流入水流量と返送汚泥流量を少量化

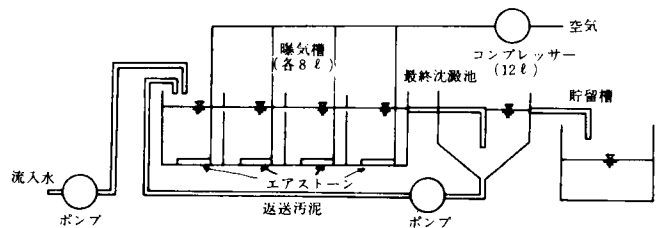


図 3-1 実験装置図

する必要があるが、浮遊物質を含む水については満足いく小型定量ポンプが得られない。それゆえ、本実験では、ひん繁な流量チェックを行ったうえ、ある採水時刻からつぎの採水時刻までに流出する総水量を貯留、計測し、総流入水量を求めた。

活性汚泥は 0 市終末処理場返送汚泥を用い、下水は同処理場流入水を貯留槽にて約 1 時間貯留した後の上澄水を用い、曝気装置に導いた。なお、流入水の設定流量は 45 ml/分であり、返送汚泥流量は 100% 返送率とした。

このため、容量 8 ℓ の槽を四つ直列に並べた曝気槽の理論滞留時間は 5.9 時間となる。最終沈殿池は容量 12 ℓ であるため理論滞留時間が 2.2 時間となり、装置全体ではほぼ 8 時間の理論滞留時間となる。これから、あらかじめ検討した流入水の水質変動のピーク出現時刻を考慮して、0 時、8 時、16 時の採水時刻を設定した。

実験は 11 月 12 日 0 時より 22 日 0 時までとしたが、実験開始 2 週間前から、実験時と同一条件でならし運転を行った。なお、ならし運転期間と実験期間を通じて余剰汚泥引き抜きは実施していない。実験開始時の MLSS は約 1,350 mg/ℓ であったが、終了時には約 2,300 mg/ℓ になっていた。

採水は、流入水と流出水とについて行い、その後、流入水と返送汚泥の流入を止めて、四つの曝気槽の混合液と最終沈殿池混合液（沈殿池内の汚泥と水を引き抜いて均一に攪拌混合したもの）を採水した。採水後の沈殿池混合液は最終沈殿池に戻し汚泥の越流の危険性のなくなった時点で、流入水と返送汚泥の流入を再開したが、停止から再開までの間に約 1 時間を要した。

分析項目、分析試料を表 3-2 にまとめるが、分析方法は表 3-1 に示したものと同一である。

表 3-2 分析項目と分析試料

分 析 項 目	分 析 試 料
S S	流入水，曝気槽混合液，最終沈殿池混合液
C O D	流入水，最終沈殿池混合液，流出水
酸 素 消 費 速 度	曝気槽混合液，第 4 槽の水洗後汚泥

2-3 実験結果と考察

2-3-1 有機物質指標としての重クロム酸カリウム法 C O D について

本節ならびに後の議論で有機物質指標として用いる C O D について若干の検討を加える。

(1) 有機物質指標としての C O D の意義

活性汚泥処理系での有機物質の変化を統一的に把握するには B O D は適切ではない。たとえば、微生物の基質酸化に依存する指標である B O D は、活性汚泥を構成する有機物質を反映しえないし、硝化菌が有効に働く場合は過大評価をし、生物酸化を阻害する物質の存在下では過少評価する可能性がある。本論文においては、活性汚泥系の有機物質を把握するものとして、重クロム酸カリウム法による C O D を選んだ。

これは、適量のサンプル中の有機物質を強酸性下で重クロム酸カリウムによって強制的に酸化することによって得られるものであるから、溶液中に溶存している有機物質、浮遊している有機物質あるいは活性汚泥のような微生物についても酸化率についてはともかく、原理としては測定可能である。

(2) 重クロム酸カリウム法 C O D による有機物質の酸化率

C O D を有機物質量の把握指標にするためには、有機物質の酸化率が高く、かつ種々のものについて同程度である必要がある。

有機物質中の炭素 C が CO_2 に、水素 H が H_2O に、窒素 N が NH_3 になるとして求めた理論酸素要求量に対する各種有機物質の実測 C O D の割合で定義した酸化率は、ベンゼン、トルエン、クロロベンゼン、ピリジンなどは 50% 以下の低い値を示す。しかしながら、第 2 章でみたような都市下水中に通常にみられると思われる成分についてはほとんどが 90% を越えることが明らかであり⁴⁾、上に示した条件を満足する。なお、グルタミン酸、グリシン、バリンのように窒素を含有する物質については 100% をこえるものもみうけられるが、これは窒素 N が NH_3 になるという仮定にもとづいての結果であり、N の最終形態の確認とそれに基づく酸化率を知る必要がある。

また、活性汚泥の C O D について検討したところ、人工下水培養活性汚泥（蒸発皿法による M L S S で $2,018\text{mg}/\ell$ ）について図 3-2 のような還流時間—酸化率の関係を得た。

活性汚泥の C O D については理論値を決定することができないので、ほぼ恒量となった $2,550\text{mg}/\ell$ を一応 100% 値とみなすと、通常の測定法の酸化時間である 2 時間値は $2,414\text{mg}/\ell$ であり、94.7% の酸化率を得たことになる。

以上より、重クロム酸カリウム法 C O D は溶存性の有機物質についても懸濁性の有機物質と考えられる活性汚泥についても、特殊な例を除きほぼ同様の高い酸化率をもっているとみなしてもよい。

(3) CODと燃焼熱

CODを基質量指標として用いるとき、すでに述べたBOD値とエンタルピー変化量の関係と類似の関係がCOD値とエンタルピー変化量の間に成立する必要がある。

BODとCODについては表2-6 a, b, cのデータから、図3-3を得、BODとTODとの関係を示す式(2-16)と複合成分系のBODと ΔH_t との関係をしめす式(2-21)と

図3-2 活性汚泥のCOD測定に及ぼす還流時間の影響より、COD, TOD, ΔH_t の間に式(3-1)が成立する。

$$\text{COD} \doteq \text{TOD} = -0.29 \Delta H_t \quad (3-1)$$

BODの場合と同様に、 $-\Delta H_t$ とCODとの関係をプロットすると図3-4を得、式(3-1)の妥

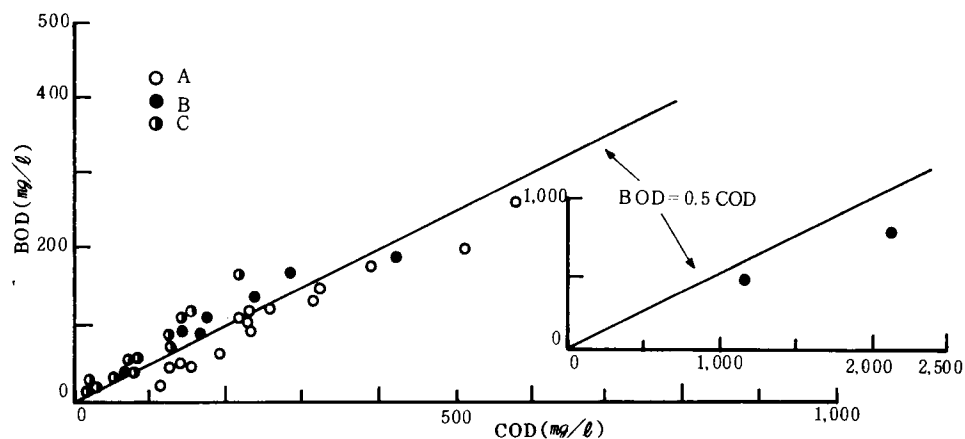
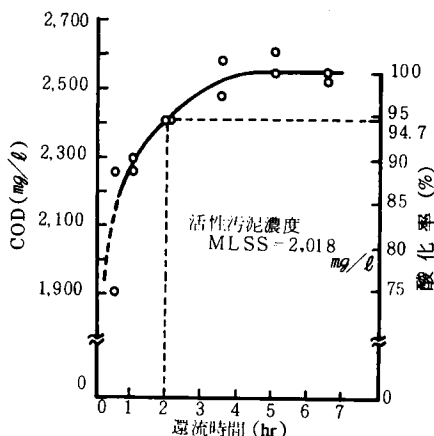


図3-3 都市下水のCODとBOD

当なことがわかる。

以上の検討によって、CODは下水中の有機物質と活性汚泥とを同様に把握しうる指標として、また、微生物の基質としての有機物質を把握しうる指標として妥当であるを考える。

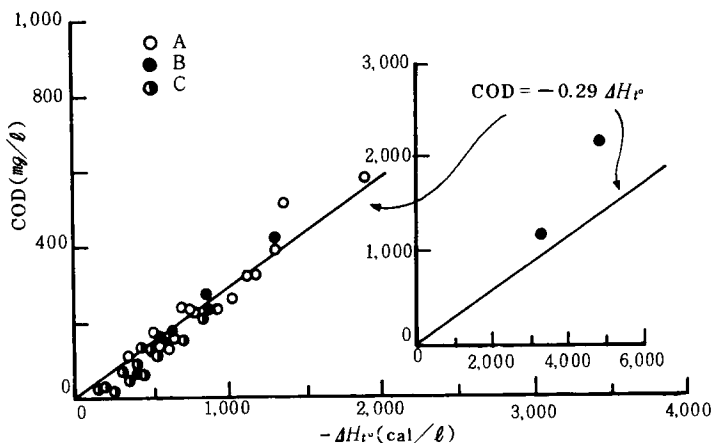


図3-4 都市下水の $-\Delta H_t$ とBOD

2-3-2 実験Ⅰの結果と考察

各シリンダの累積酸素消費量を図3-5に示す。これは2測点間の酸素消費速度の平均値にその間の時間をかけて求めた mgO_2/ℓ 単位の酸素消費量を累積したものである。また、負荷した有機物質質量とその累積値を表3-3にまとめた。

活性汚泥の酸素消費過程を大別すると、①有機物質の酸化、②窒素の酸化がある。

①については、基質の酸化と微生物のいわゆる自己分解とがある。②については、*Nitrosomonas* の作用によって式(3-2)の反応が生じ、



NH_4^+-N 1mgの亜硝酸化に3.43mgの酸素が必要となり、*Nitrobacter* の作用によって式(3-3)の反応が生じ、



NO_2^--N 1mgの硝酸化に1.14mgの酸素が必要となる。

①と②は同時に進行するが、酸素消費は独立したものであるため、全酸素消費量から②の硝化にかかわる酸素消費量を引くことによって、①の有機物質の酸化にかかわる酸素消費量を求める。

表3-3 有機物質負荷量と酸素消費量

サイクル数	250 μm 汙液負荷			53 μm 汙液負荷			1.2 μm 汙液負荷		
	COD負荷量 (mg/ℓ)	累積COD負荷量 (mg/ℓ)	累積酸素消費量 (mg/ℓ)	COD負荷量 (mg/ℓ)	累積COD負荷量 (mg/ℓ)	累積酸素消費量 (mg/ℓ)	COD負荷量 (mg/ℓ)	累積COD負荷量 (mg/ℓ)	累積酸素消費量 (mg/ℓ)
1	692.6	692.6	183.2	375.4	375.4	126.7	57.5	57.5	80.4
2	107.1	799.7	280.9	34.5	409.9	223.3	22.6	80.1	176.1
3	140.9	940.6	394.6	119.2	529.1	350.6	43.3	123.4	245.4
4	85.4	1,026.0	484.5	62.9	592.0	435.6	32.1	155.5	324.0
5	119.3	1,145.3	607.5	105.6	697.6	519.2	35.5	191.0	374.2
6	62.5	1,207.8	687.3	55.0	752.6	571.6	22.1	213.1	426.4
7	92.1	1,299.9	876.1	74.4	827.0	646.5	29.3	242.4	508.2

注) 累積酸素消費量は硝化にかかわる部分を除いている。

式(3-2)、式(3-3)の関係と亜硝酸性窒素、硝酸性窒素の濃度変化とから、硝化にかかわる酸素消費量を求め、その累積値を図3-5に示した。また、有機物質の酸化にかかわる酸素消費量を表3-3に示した。

全酸素消費量はCOD負荷の大きい250 μm 汙液、53 μm 汙液、1.2 μm 汙液の順に大きい、硝化にかか

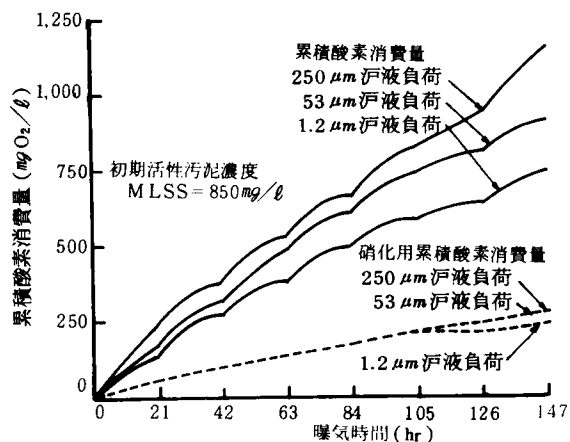


図3-5 酸素消費量の累積値

わる酸素消費量は三つのケースにおいてほとんど差がない。すなわち、図3-5の全酸素消費量の差が、その両者の粒径間に分布している有機物質の酸化に消費された酸素量に近いものと見なせる。

このような前提の下で、CODと酸素消費量（硝化にかかわるものを引いたもの）の累積値について53 μ mと1.2 μ mの差、250 μ mと53 μ mの差、250 μ mと1.2 μ mの差を求め、それぞれの酸素消費量/COD負荷量を求めると表3-4を得る。これで見ると若干の変動はあるものの、250 μ mの酸素消費量が大きく計測された最終サイクルを除くと0.14~0.29程度で0.2前後の値を示している。

表3-4 浮遊性有機物質負荷量とこれの代謝に利用される酸素消費量

サイクル数	1.2 μ m~53 μ m			53 μ m~250 μ m			1.2 μ m~250 μ m		
	累積COD 負荷量 (mg/ℓ)	累積酸素 消費量 (mg/ℓ)	酸素消費量 COD負荷量	累積COD 負荷量 (mg/ℓ)	累積酸素 消費量 (mg/ℓ)	酸素消費量 COD負荷量	累積COD 負荷量 (mg/ℓ)	累積酸素 消費量 (mg/ℓ)	酸素消費量 COD負荷量
1	317.9	46.3	0.15	317.2	56.5	0.18	635.1	102.8	0.16
2	329.8	47.2	0.14	389.8	57.6	0.15	719.6	104.8	0.15
3	405.7	105.2	0.26	411.5	44.0	0.11	817.2	149.2	0.18
4	436.5	111.6	0.26	434.0	48.9	0.11	870.5	160.2	0.18
5	506.6	145.0	0.29	447.7	88.3	0.20	954.3	233.3	0.24
6	539.5	145.2	0.27	455.2	115.7	0.25	994.7	260.9	0.26
7	584.6	138.3	0.24	472.9	229.6	0.49	1,057.5	367.9	0.35

サイクル数が増すにつれて生じる採水による微生物の系外への持出しや微生物の増殖程度が三つのケースにおいて様でないこと、1回目に負荷された高いCODを後半になって代謝している部分もあることが考えられるが、CODがTODに近いものであることを考えると、1.2 μ m以上の有機物質については平均的にみて投与したCODの20%前後が代謝されたものとみなせる。これについては、250 μ mから53 μ mに分布している有機物質と53 μ mから1.2 μ mに分布している有機物質に大差ない。

2-3-3 実験IIの結果と考察

(1) 水質変化

流入水並びに流出水のCOD濃度の範囲と平均値とを表3-5にまとめる。表中、T-CODはサンプルのCODを、S-CODはSS用メンブレンフィルタ濾液のCODを、また、P-CODは両者の差すなわち浮遊性有機物質のCODを表している。図3-6はこれらを図示したもので、P-COD部分を斜線で示した。また、図3-7には、流入水、流出水のP-COD含有率すなわちP-COD/T-CODの変化を示した。

流入水については、T-CODが68.1~395.5mg/ℓ（平均166.2mg/ℓ）、S-CODが25.8~168.8mg/ℓ（平均62.0mg/ℓ）であり、P-CODは33.9~235.3mg/ℓ（平均104.2mg/ℓ）となった。P-COD/T-CODでP-COD含有率をみると0.33~0.89の範囲にあり、大半のサンプルで0.5以上で平均は0.63であった。流入水中の有機物質は沈殿を経た後にも多量の浮遊性有機物質を保持している。

これに対して、流出水ではT-CODが7.0~26.8mg/ℓ（平均14.6mg/ℓ）、S-CODが3.9~19.0

表 3 - 5 流入水質と流出水質

採水時刻 月 日 時	流 入 水 質 (mg/ℓ)			流 出 水 質 (mg/ℓ)		
	T-COD	S-COD	P-COD	T-COD	S-COD	P-COD
11 12 0	158.5	87.3	71.2	24.3	15.8	8.5
8	143.3	26.6	116.7	21.1	13.7	7.4
16	218.6	121.6	97.0	14.2	14.0	0.2
13 0	165.4	63.3	102.1	21.4	15.1	6.3
8	96.6	28.3	68.3	15.4	12.5	2.9
16	219.0	117.4	101.6	14.6	13.9	0.7
14 0	158.2	61.6	96.6	19.4	17.3	2.1
8	113.5	37.6	75.9	14.7	12.0	2.7
16	113.5	53.7	59.8	9.5	8.3	1.2
15 0	126.3	39.2	87.1	11.6	11.4	0.2
8	68.1	25.8	42.3	8.3	12.4	0
16	104.6	35.4	69.2	21.5	8.5	13.0
16 0	69.2	28.2	41.0	11.3	11.3	0
8	126.0	84.1	41.0	7.0	7.4	0
16	102.6	41.2	61.4	7.4	8.5	0
17 0	152.1	36.0	116.1	10.3	13.9	0
8	124.3	14.1	110.2	17.9	7.2	10.7
16	205.9	113.8	92.1	11.9	9.3	2.6
18 0	274.5	53.5	220.1	20.2	17.4	2.8
8	124.3	33.9	90.4	10.3	7.9	2.4
16	226.3	111.1	115.2	9.7	5.7	4.0
19 0	202.4	48.1	154.3	8.9	9.9	0
8	143.0	36.0	107.0	10.9	8.1	2.8
16	165.8	78.5	87.3	10.5	9.5	1.0
20 0	135.5	53.6	81.9	14.6	9.1	5.5
8	175.1	90.8	84.3	14.0	9.7	4.3
16	395.5	168.8	226.7	10.3	3.9	6.4
21 0	276.6	41.3	235.3	26.8	19.0	7.8
8	73.1	39.2	33.9	14.4	9.3	5.1
16	246.0	98.8	147.2	19.1	10.7	8.4
22 0	249.3	52.1	197.2	21.1	11.3	9.8
範 囲	68.1~ 395.5	25.8~ 168.8	33.9~ 235.3	7.0~ 26.8	3.9~ 19.0	0~ 13.0
平 均	166.2	62.0	104.2	14.6	11.1	3.5

注) 計算上 P-COD が負になる場合は 0 とした。

P-COD の平均値は T-COD、S-COD の各々の平均値の差で与えた。

mg/ℓ (平均 11.1mg/ℓ) であり、P-COD は 0~13.0mg/ℓ (平均 3.5mg/ℓ) となった。また、P-

COD/T-CODをみると、CODの値そのものが小さく測定誤差の影響が大きく作用することもある、0～0.62の範囲に大きくばらついているが、平均では0.29と小さかった。

この結果、T-CODで91%という除去率を得たが、S-CODで82%、P-CODで97%の除去率であった。前節でP-CODの20%程度が代謝されることをみだが、汚泥濃度の違いがあるとはいえ、これの数倍の代謝があるとは考えにくく、除去P-CODのかなりの部分が系内に汚泥としてたまり込んでいるものと予想される。

また、実験期間中の1日当りの有機物質負荷を、流入T-COD負荷量(g)/系内MLSS量(g)でみると、0.06～0.19であり平均0.12であった。BODはCODよりも一般に小さいことから通常の有機物質負荷より小さかった。

(2) 曝気槽での酸素消費

曝気槽各槽の混合液と第4槽の混合液中の活性汚泥（水道水で洗浄後、水道水中に再懸濁したもの）の酸素消費速度を示すと図3-8のようになる。各ケースとも31個の測定値についてのヒストグラムである。

第1槽では流入水のS-CODの酸化とアンモニア性窒素の硝化のためと思われるが高い値を示すとともに、広く分布している。第2槽においても幾分この傾向が認められるが、理論滞留時間から判断して3時間以上を経過した下水を扱っていると見なせる第3槽、第4槽では、値も小さく分布も狭くなっている。これらは第4槽の活性汚泥のみの場合の示す傾向とはほぼ等しく、曝気槽の後半の部分では、吸着あるいは付

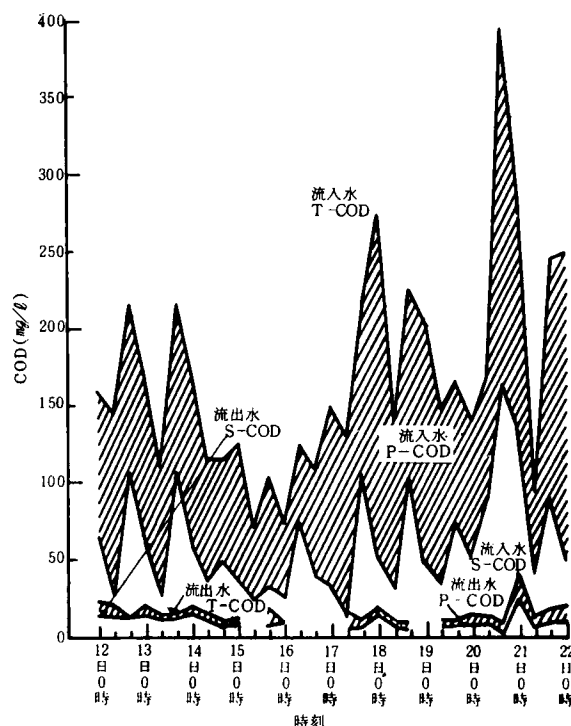


図3-6 流入水並びに流出水の水質変化

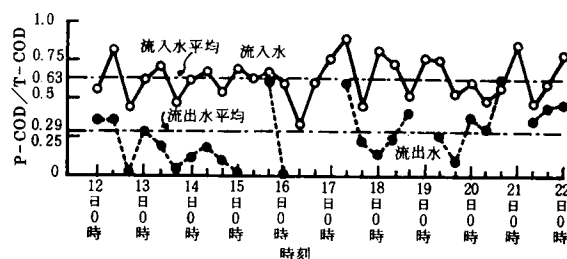


図3-7 流入水および流出水のP-COD/T-COD変化

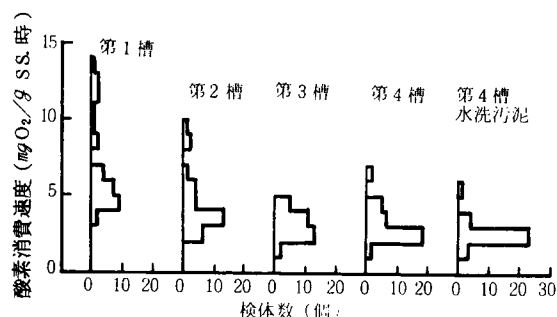


図3-8 酸素消費速度の分布

着した流入水中の P-COD を含む活性汚泥自身の酸化による酸素消費が支配的であると見なせる。

(3) COD の収支からみた有機物質の代謝

任意時刻 T から 8 時間後の時刻 $T+8$ までに流入した COD 量とこの間に流出した COD 量との差を正味の流入負荷と見なし、これの累積値と系内存在汚泥の COD 量の変化を図 3-9 に示す。流入、流出の COD 負荷量は T と $T+8$ の実測濃度の平均値と、この間に貯留した総流出水量から求め、系内存在汚泥の COD 量は系内の SS 量に最終沈殿池汚泥についての平均的な関係、 $P-COD=0.913 \times SS$ を用いて推定した。

図中、I は $T-COD$ 、II は $P-COD$ の積算値を示しており、両者の差が $S-COD$ に相当する。III は 12 日 0 時を基準とした系内 COD 量の変化量を示すが、系内に存在する $S-COD$ 量については時間的に大きな変化はないと見なし考慮していない。以上のことより、I と III との差が CO_2 や H_2 の形で代謝無機化された有機物質の COD 量を示す。

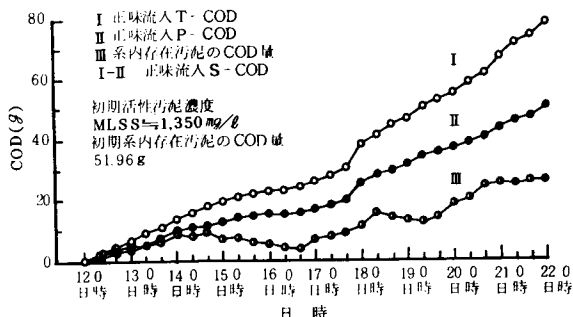


図 3-9 正味流入 COD の累積量と
系内存在汚泥の COD 量の変化

見かけ上、10 日間で 78.5 g の $T-COD$ の流入があり、33% に当たる 25.8 g の汚泥生成と 67% に当たる 52.7 g の無機化があった。

無機化量を 1 日当たりでみると図 3-10 a のようになる。図中の点線は、 $S-COD$ が $1/2$ ほど無機化されたと仮定したときの $S-COD$ の無機化量であり、実線と点線の差が $P-COD$ の無機化量に相当する。これで見ると、1 日当りの $T-COD$ 、 $P-COD$ の無機化量は大きく変動しているが、 $P-COD$ の無機化量が全体の半分かそれ以上を占めている。

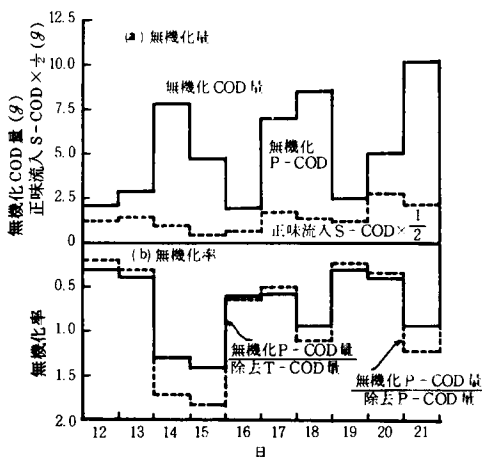


図 3-10 COD 無機化量と無機化率

この無機化量を $P-COD$ 、 $T-COD$ についてそれぞれの正味の流入負荷量すなわち除去量で除して求めた無機化率を示すと図 3-10 b が得られる。 $T-COD$ で 0.31~1.42、 $P-COD$ で 0.20~1.82 を示した。汚泥濃度が異なるとはいえ、前節で得た 20% 前後の無機化率と比して大きく、また、1 を超える場合もある。

活性汚泥を構成している $P-COD$ は、流入水から持ち込まれ未代謝である $P-COD$ と微生物体の有機物質を示す $P-COD$ に大別されると考えられるが、これらがいわゆる自己分解の過程で代謝無機化されていく。本節で求めたものはこれの効果をみたことになり、前節で求めたものは近似的ではあるが流入水から負荷される $P-COD$ のみの代謝無機化の程度をみたことになる。

2-4 まとめ

本節では、流入下水あるいは最初沈殿池流出水に多量に存在し、微生物の資化可能性において溶解性有機物質と大差のない、浮遊性有機物質の活性汚泥による代謝に検討を加えた。なお、この中には第4章でみるようにDNAで推定される微生物に起因する有機物も含まれている。得られた結果を以下に要約する。

セミバッチテストで、酸素消費量の検討から浮遊性有機物質の代謝について次のことが明らかとなった。

- 1) 粒径が $1.2\mu\text{m}$ ～ $53\mu\text{m}$ の間と $53\mu\text{m}$ ～ $250\mu\text{m}$ の間に分布する下水中の浮遊性有機物質の20%前後のものが、21時間ごとの曝気時間中に代謝された。前者が後者に比し、若干高い代謝率であるが大差ない。

連続処理実験では、CODの物質収支による検討より、以下の結果を得た。

- 2) COD負荷が $0.06\sim 0.19\text{ g COD / g系内MLSS}\cdot\text{日}$ で、余剰汚泥を引き抜かない条件ではあったが、10日間で、除去されたCODの約33%が汚泥に転換され、残り約67%が代謝無機化された。
- 3) この無機化の程度をP-COD、T-CODについて、無機化COD/除去COD比で検討したところ、P-CODで $0.20\sim 1.82$ 、T-CODで $0.31\sim 1.42$ の範囲にあり、1を超える場合もあった。
- 4) 酸素消費速度を検討をしたところ、曝気槽の後半では既にS-CODの代謝はなく、いわゆる活性汚泥の自己分解が支配的であった。

セミバッチテストでは、流入水中のP-CODの代謝に近いものを検討し、連続処理実験では、活性汚泥の減少も含めたP-CODの代謝をみたものであるうえ、汚泥濃度の違いはあるが、浮遊性有機物質の代謝が無視しえないことがわかった。

また、従来、自己分解としていた現象の中で、流入水から負荷され未代謝であった浮遊性有機物質が代謝される部分が、かなり大きな役割を演じていると考えられる。

第3節 活性汚泥の量と質の検討⁵⁾

3-1 はじめに

従来、活性汚泥による基質除去は浮遊物としての微生物質塊が下水中の有機物質を除去、代謝するものとみて、微生物量を浮遊物質質量で代弁してきた。その代表的なものがMLSS、MLVSSや遠心分離によって沈降した浮遊物質の体積⁶⁾であったり、浮遊性部分のCODであったりした。MLSS、MLVSSは活性汚泥量指標としてもっとも一般的であり、CODについては前節で有機物質質量を把握するには十分適した指標であることをみた。また、遠心分離による沈降体積については、活性汚泥微生物の増殖期をある程度反映するものとして質的要素を含めていると解せる⁹⁾

活性汚泥の基質浄化の動力学を考える場合、このうちとくにMLSSあるいはMLVSSをとりあげ、これらをSとすると、基質除去速度、汚泥増殖速度についてつぎの2式で表現することが一般的であった。

$$\frac{dL}{dt} = f(L) \cdot S + b' \cdot b \cdot S \quad (3-4)$$

$$\frac{dS}{dt} = -a \cdot \frac{dL}{dt} - b \cdot S \quad (3-5)$$

ここに、 L = 基質濃度、 S = 活性汚泥濃度、 $f(L) = L$ に関する関数で、0 次反応形、1 次反応形、Michaelis-Menten 形など、 a = 基質の活性汚泥への転換係数、 b = 汚泥の自己分解係数、 b' = 自己分解汚泥の基質への転換係数である。

このような数学的表現をもった動力学モデルで、活性汚泥系の現象の理解に一定程度の成果をあげているが、実際の系では、 S そのものの中に基質である浮遊性有機物質と、反応主体である浮遊性有機物質（微生物体）とを含んでいるうえ、つぎつぎと連続的に浮遊性有機物質が流入しており、このようなとらえ方では十分な議論ができないことは原理的に明らかである。

すなわち、活性汚泥による浮遊性有機物質の代謝を速度論的に検討するためには、既に活性汚泥の一部を構成している基質としての浮遊性有機物質の量と直接代謝に関与する微生物量を分離して定量する必要がある。

従来、活性汚泥の量と質を把握する際に利用されてきた指標を微生物の代謝過程との関連で整理すると図 3-11 のようになる。

これらの指標のいずれを用いるかは、どのような情報を得たいかという目的によって異なることは自明である。たとえば、量的な側面を評価するときは、図 3-11 の下の方に示した指標がしばしば用いられるが、現象の理解の程度に応じて細胞成分の把握が必要になることもある反面、SS で十分な場合もある。

また、質的な側面を評価するには、図 3-11 の上の方に示した指標が用いられる。たとえば、処理の程度を知るには基質除去速度が重要であるが、曝気量の決定に際しては酸素消費速度が重要であると考えられる。

図 3-11 に示した各指標については種々検討されている^{7), 8)} が、同一現象について相互の検討を行ったものは少ない。

図 3-11 に示した指標の幾つかについて、最も単純な系である活性汚泥の好気性消化過程における挙動を検討して、これらの相互比較を試みた。

3-2 実験方法

家庭下水とくみ取りし尿を主とする下水を処理している O 市終末処理場の返送汚泥を希釈したものに流入下水中の浮遊物質を加えたもの (No1)、これを加えないもの (No2) を空曝気し、汚泥部分について、表 3-6 に示した分析方法によって、SS、VSS、COD、有機性窒素（以下、Org.-N とする）、蛋白質、炭水化物、DNA、RNA、酸素消費速度、ATP pool level の 10 指標の経時的変化を追跡した。

SS、VSS は下水試験方法³⁾ により、COD は Standard Methods²⁾ によった。また、蛋白質、炭水化

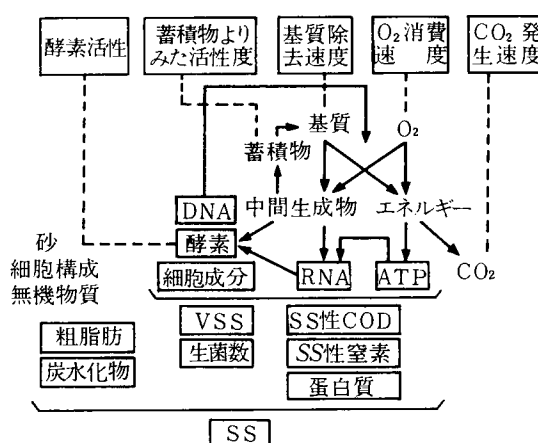


図 3-11 活性汚泥の量と質の指標

物については第2章で示した方法に準じた。その他については表3-6に概要を示した。

返送汚泥、沈殿物はい

表3-6 分析項目と分析方法

分 析 項 目	分 析 方 法
S S	蒸発皿法
V S S	蒸発皿法
C O D	重クロム酸カリウム法
有 機 性 窒 素	下水試験方法 ³⁾ のKjeldahl法による総窒素と同法のネスラー法によるアンモニア性窒素との差
蛋 白 質	フォリン-フェノール法
炭 水 化 物	アンスロン法
酸素消費速度	Oxygen Analyzer使用
A T P	ATP フォトメータ使用
D N A	金子の方法 ⁸⁾ を若干簡易化して抽出後、Burtonの変法
R N A	金子の方法 ⁸⁾ を若干簡易化して抽出後、TNAのE ₂₆₀ から、DNAのE ₂₆₀ 換算値を引いた差をRNAのE ₂₆₀ とし、RNAに換算

ずれも297 μ mのふるいを
通して砂や粗大浮遊物質
を除去した後、水道水で
数回洗浄して溶解性物質
の希釈除去を行った。ま
た、硝化作用によるpH
低下の防止のため、リン
酸緩衝液によって中性付
近に保ち、水温は恒温室
で行うことによって、22
~23°C程度に保った。さ
らに、蒸発量の補正は採
水直前に水道水を蒸発量
分加えることによって行っ

3-3 実験結果と考察

得られた結果から視覚的に
フィットする変化曲線を得、
初期値C₀に対する各値Cの割
合C/C₀をプロットすると図3
-12を得る。酸素消費速度は、
硝酸性窒素の変化から求めた
硝化用の酸素消費速度を除外
したものについて検討した。

図3-12の結果を図3-11

に示した各指標の生物学的意

義と照らし合せてみると、検討した指標は次に示すように分類しうる。

i) 活性汚泥量全体を示す指標…… S S, V S S, C O D

これらは活性汚泥量を一括してとらえるもので、S Sが有機物質と無機物質との両方を含むのに対し、V S SやC O Dは主として有機物質質量を示す。さきに示したように基質と微生物とをともに含んだ指標である。

いずれもほぼ同じパターンで減少しているが、100時間目ぐらいを境にして、より速い変化速度からより遅い変化速度に移行している。

ii) 生物量を示す指標…… D N A

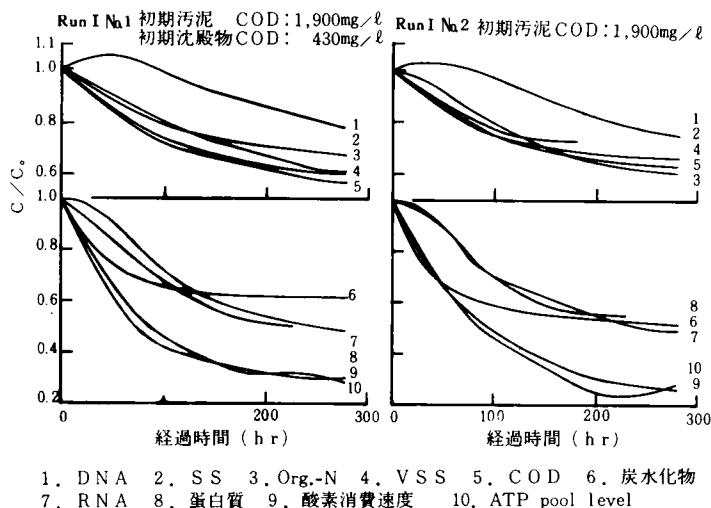


図3-12 各種指標の経時変化

DNAは主に真核細胞の細胞核中、原核細胞の核質中に存在し、遺伝子の本体であり、生命体には不可欠のものである。^{9) 10)}

また、多くの微生物細胞において含有率がほぼ一定していること⁸⁾ 増殖条件や生理条件の違いにもかかわらずほぼ一定した含有率を持っていること¹¹⁾が他の細胞成分に比し著しい特徴である。

このようなことを前提として、活性汚泥中の核酸の意義ならびに挙動について詳しい検討を行なった金子⁸⁾はDNAに対して、「活性汚泥のような非生物的な無機物、有機物を含む系における混合微生物集団の生物量は、非生物的物质に左右されず、また増殖条件によって量的変化が少なく、遺伝子の本体という生物の意味をもつ細胞成分であるデオキシリボ核酸（DNA）を用いることによって正確に表わされるようになる。」とのべている。

ただし、DNA定量において、DNAaseによる分解のすすんでいない死細胞中のDNAも計量することは十分予想される。

他の指標に比べて、初期に増加しているのが特徴的である。

iii) 生物活性を示す指標……ATP pool level, RNA, 酸素消費速度

ATPは、生物中の主たる高エネルギーリン酸化合物であるとともに、多くの高エネルギーリン酸化合物の中間体として働く（図3-13参照）もので、微生物のみならず生物一般のエネルギー活動の中心をなす¹²⁾

ただし、合成・分解が速やかであるため、ATP pool level の変化のみで活性と直接関係があるものと見なせるのか、AMP、ADPなどの他のリン酸化合物との相対的濃度やATPの代謝回転率の増加などを考慮に入れるべきなのか等の不明の点がある¹³⁾。

RNAはDNAの形で保持している遺伝情報を分子レベルに発現するものであって、蛋白質合成に直接関与する¹⁰⁾。それゆえ、RNAの量的変化やRNA/DNAのような細胞成分間の比の変化は蛋白質を経由して微生物増殖に影響を及ぼすと考えられる。

金子⁸⁾は活性汚泥におけるRNAの意義を詳細に検討し、「混合微生物集団の示すオーバーオール反応である酸素吸収反応、基質除去反応はRNAを生物活性量として用いることによって、微生物相の変化に拘らず適切に表現できる。」と結論づけている。

以上、二つの指標は活性を表現すると見なせる細胞内成分であるが、酸素消費速度は活性をオーバーオールにとらえようとするものである。

これは、基質除去速度、炭酸ガス発生速度^{14), 15)}などと同列で、通常、単位時間あたりに単位汚泥量（MLSSやMLVSSで表現される）がどの程度の酸素や基質を利用するか、あるいは炭酸ガスを発生

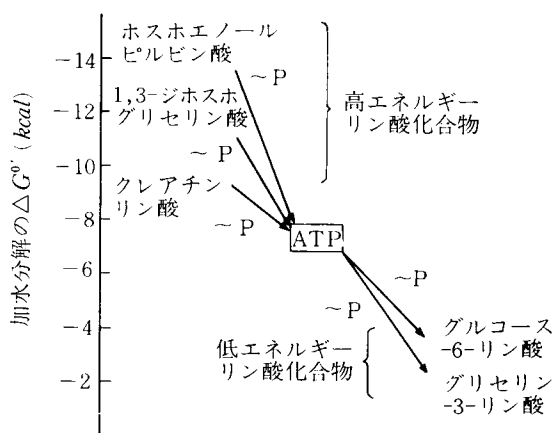


図3-13 高エネルギーリン酸供与体から低エネルギーリン酸受容体へのリン酸基の転移
注) 文献12)より引用

するかというものである。活性汚泥を構成する質が大きく変動しない系では理論的にも実際的にも意味がある。

しかしながら、生物代謝のみによって有機物質が液相から除去されるわけでもないような系や、硝化による酸素消費が無視しえない程度で起こるような系では必ずしも十分な指標ではない。さらに、これらは基質と微生物との相互作用の結果をオバオールにみたものであり、反応主体の微生物の特性を実体のある活性物量として十分説明しているとはいえない。

A T P pool level、酸素消費速度は急激に低下し、100時間を過ぎたところから減少速度が鈍化し初期値の30%ぐらいで落ち着く傾向にある。R N Aは初期にはほとんど低下はなく、その後の急激な低下と鈍化した減少速度が認められる。

iv) その他の指標…… Org.-N、蛋白質、炭水化物

微生物は通常、マクロにみて平均的には一定の有機物質組成を示すことから、容易に測定しうるうえに、細胞にとって重要な成分である蛋白質あるいはそれとはば一定の量的関係にある有機性窒素や、細胞膜成分と蓄積成分を示す炭水化物などを生物量の指標とする研究もある^{7),8),16)}

いずれも細胞中に高い割合で存在するものであるが、非生物性有機物質中にも見出されるものである。それゆえ、特定の系においては微生物の量的指標になる可能性も考えられるが、一般的ではない。また、活性汚泥中の窒素含有量は与えられる条件によって変化し、必ずしも細胞構成成分に一定比率を乗じたものが生細胞量とはいえない¹⁷⁾⁻¹⁹⁾

炭水化物は急激に低下している。蛋白質はR N Aの挙動によく似ているが、蛋白質等の構成成分である窒素を表現する Org.-N とは異なっている。Org.-NはC O DやV S Sに近いパターンであった。

なお、計測してはいないが生物量や生物活性を表わすものとしてさらにいくつかの指標があげられている。これらについて簡単にふれておく。

微生物体そのものを把握するものとして生菌数の測定が考えられる。これについては、生命活動をしている生菌数を直接に把握するという大きなメリットはあるが、測定において非常に困難をとまなう。たとえば、フロックを破壊して細胞を分離分散することによるカウント数の変化や活性汚泥中の種々の微生物を用いる培地で等しく増殖させるかどうかの問題がある⁸⁾

微生物そのものの特性として生物活性をみようとしたものとしては、蓄積物質の飽和状態からのへだたりを活性度とする観点がある。内藤²⁰⁾によるもの、合田ら²¹⁾によるものがあるが、前者は実態が必ずしも明らかでないパラメータであるのに対して、後者は細胞内の細胞構成成分以外の炭水化物量を蓄積物質とみなし、飽和量と存在量との差を対象としている。これらは活性汚泥そのものに活性度を導入したことは評価しうるが、いずれも都市下水のように多量の浮遊性有機物質を含んだ系の挙動を説明することについて不明である。

また、生命現象に深くかかわるものとして、酵素活性がある^{7),8)} 酵素は一般に対象有機物質に対して特異性があるため、活性汚泥系のように複雑な系では必ずしも一般的ではないと考えられる。

以上の検討から、生物量は測定上死細胞についても計量すると思われるが、D N Aで把握する。また、生物活性は細胞内物質として、A T P pool level とR N Aとがあり優劣を決めがたいが、経験上測定に

かなりの厳密さが要求されるうえ、今一つ不明な点のある A T P pool level を避け、R N A を考える。ただし、R N A は r R N A, t R N A, m R N A の機能を異にする 3 種のものの合計量を把握しているものであり、これらの相互関係を十分検討したわけではないことは断っておく。

なお、汚泥の全有機物質量の把握には、経験上精度が高く、前節で意義を明示した C O D を用いる。

3-4 まとめ

本節では、次節以降の議論で重要となる活性汚泥の量と質をあらわす指標について、実験と文献考察とより検討を加えた。

その結果として、生物量をあらわすものとして D N A を選び、R N A を生物活性量指標としてを選んだ。また、有機物質量総量は重クロム酸カリウム法による C O D で把握する。

第4節 都市下水中有機物質の代謝速度の検討⁵⁾

4-1 はじめに

活性汚泥の全有機物質量を示す P-C O D と生物量を示す D N A について、図 3-12 の変化をみると、

1) P-C O D の減少が大きく、D N A が増加傾向を示す部分

2) P-C O D の減少と D N A の減少がほぼ平行している部分

の存在がある。また、 $DNA/P-COD$ を曝気時間に対してプロットすると図 3-14 となり、D N A 含率が初期の間は増加するが、100 時間を過ぎたころから一定値になっている。

これらは、活性汚泥の好気性消化過程が少なくとも大きく分けて機構的に異なる二つの現象からなっていることを示唆する。

一般に都市下水を処理している活性汚泥は下水中の浮遊性有機物質を付着もしくは吸着しており、これをゆっくりと代謝していると考えるのが妥当であるため、

本実験の活性汚泥もなお未代謝の浮遊性基質を保持していると考えるのが妥当であろう。ここで浮遊性基質とは、活性汚泥あるいは下水中の浮遊性有機物質のうちで非生物性の部分を指すものと定義する。

このように考えると、100 時間目ごろまでは浮遊性基質が代謝され P-C O D が減じ D N A が合成されているが、その後は微生物の死滅減少が卓越する自己分解過程であり、P-C O D の減少は D N A の減少に伴うとみるのが妥当であろう。

このような観点に立って、下水中の溶解性基質、浮遊性基質の代謝過程に検討を加える。

4-2 実験方法

溶解性基質、浮遊性基質の代謝、その間の活性汚泥の挙動を明確に知るために、

i) 活性汚泥そのもの、あるいはこれに下水中の沈殿性物質を加えたものの変化

ii) 100 時間程度以上空曝した活性汚泥に溶解性基質を加えたものの変化

iii) 空曝をしていない活性汚泥に溶解性基質を加えたものの変化

を実験的に検討した。

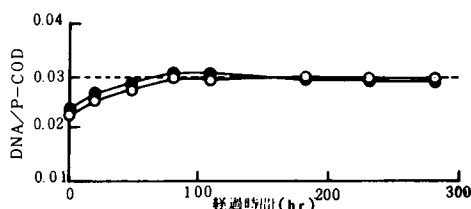


図 3-14 DNA/P-C O D 変化

i) については、O市終末処理場返送汚泥あるいは隣接する京都大学工学部衛生工学教室水質汚濁制御シミュレーション設備内の活性汚泥法パイロットプラント曝気槽の活性汚泥、同処理場流入水中の沈殿性物質を用いた。これらを297 μ mのふるいで粗大浮遊物質等を除去した後数度水洗し、水道水で所定量にして、空曝気を行った。pHはリン酸緩衝液で中性付近に保った。

また、実験は恒温室で行ない水温は20℃強であった。蒸発量補正は採水直前に水道水を蒸発量分加えることによって行った。分析項目は東洋汙紙No.5 Cでの汙過前後のCODと、活性汚泥中のDNAとRNAであり、分析方法は表3-6に示したものである。

ii) については、流入下水中のS-CODが低濃度であるため、パイロットプラント最初沈殿池生汚泥を超音波破壊し、遠心分離後の上澄液を東洋汙紙No.5 Cで汙過した汙液を与えた。このため、必ずしも下水中にある溶解性基質と同等に扱いきれないところもあるが、粒径のうえで溶解性基質と見なした。100時間程度以上の空曝気を行い、浮遊性基質のほぼ存在しなくなったと解せる活性汚泥を水洗したものにこれを加えて曝気した。その他の実験条件はi)と同じである。

iii) については、前記返送汚泥、溶解性基質を混合したものについて同様な条件で検討した。

以上三つの条件で行った回分実験の実験条件を表3-7にまとめる。

なお、DNA、RNAの分析法 表3-7 実験条件

を簡単に示す。

核酸はDNAにしてもRNAにしてもポリヌクレオチドである。DNAはピリミジンの誘導体である塩基とデオキシペントースであるデオキシリボースが結合したヌクレオシドとリン酸エステルからなるヌクレオチドを基本単位とし、RNAはプリン誘導体である塩基とペントースであるリボースの結合したヌクレオシドとのリン酸エステルからなるヌクレオチドを基本単位としている。⁹⁾

それゆえ、核酸の測定はこれらのいづれに注目するかでつぎのように種々の定量法がある。²⁹⁾

i) DNA、RNAのリン定量

ii) DNA、RNAのデオキシペントース、ペントースの定量

iii) DNA、RNAのピリミジン、プリンの定量

また、この定量に先だって細胞から核酸を高純度で抽出する必要がある。核酸は熱したトリクロル酢

実験番号	使用汚泥	実験に先行する空曝気期間	備考
Run I No. 1	a	無	i) の目的、前節のNo. 1
No. 2	a	無	i) の目的、前節のNo. 2
Run II No. 1	a	無	i) の目的
No. 2	a	無	i) の目的
Run III	b	無	i) の目的
Run IV No. 1	b	30 H	ii) の目的
No. 2	b	30 H	ii) の目的
Run V	b	4 H	ii) の目的
Run VI No. 1	a	無	iii) の目的
No. 2	a	無	iii) の目的
Run VII No. 1	b	無	iii) の目的
No. 2	b	無	iii) の目的

a : O市終末処理場返送汚泥

b : O市終末処理場流入下水を用いた活性汚泥法パイロットプラントの活性汚泥

酸（TCA）や過塩素酸（PCA）で蛋白質から分離抽出しうるが、定量に阻害に及ぼす低分子酸可溶物、脂質をとり除く必要があり、冷酸、エタノール、エーテル等で洗浄する操作が必要である²³⁾

本研究では、金子²¹⁾が Schmidt-Thannhauser（ST）法や Ogur-Rosen 法等を検討して、活性汚泥に適する方法として提案した方法に準拠して、図3-15に示す方法で抽出した。なお、超音波での細胞破壊を試みたが、著しい効果はなく、逆に発熱による影響に注意する必要があると思われるので、細胞破壊は行なわなかった。金子もとくには必要ないとしている。また、遠心分離操作において、金子は7,000rpm、15分を採用しているが、2,000rpm、5分で十分に浮遊物質を沈殿することができたので、操作時間の短縮のために、これを採用した。冷PCAで酸可溶部分を除去する段階において冷却遠心分離を行なう方が良いが、冷却したPCAを用いて通常の遠心分離機で行なった。

測定については、上にしめしたような原理から種々の方法があるが、本研究では分画を必要としないものとして、図3-15に示した以下の方法に依った。

- i) サンプルを260nmで吸光分析する。
- ii) DNAにのみ特異的に反応する Burtonの変法²⁴⁾でDNA濃度を測定する。
- iii) 標準DNAで測定した260nm吸光度とii)でもとめたDNA濃度からDNAに依る吸光度をもとめ、i)でもとめた吸光度から引く。この差をRNAの吸光度とする。
- iv) 標準RNAで測定した260nm吸光度と、iii)でもとめた計算上のRNAの吸光度とからRNA濃度をもとめる。
- v) ii)でもとめたDNA濃度と、iv)でもとめたRNA濃度の和をTNA濃度とする。

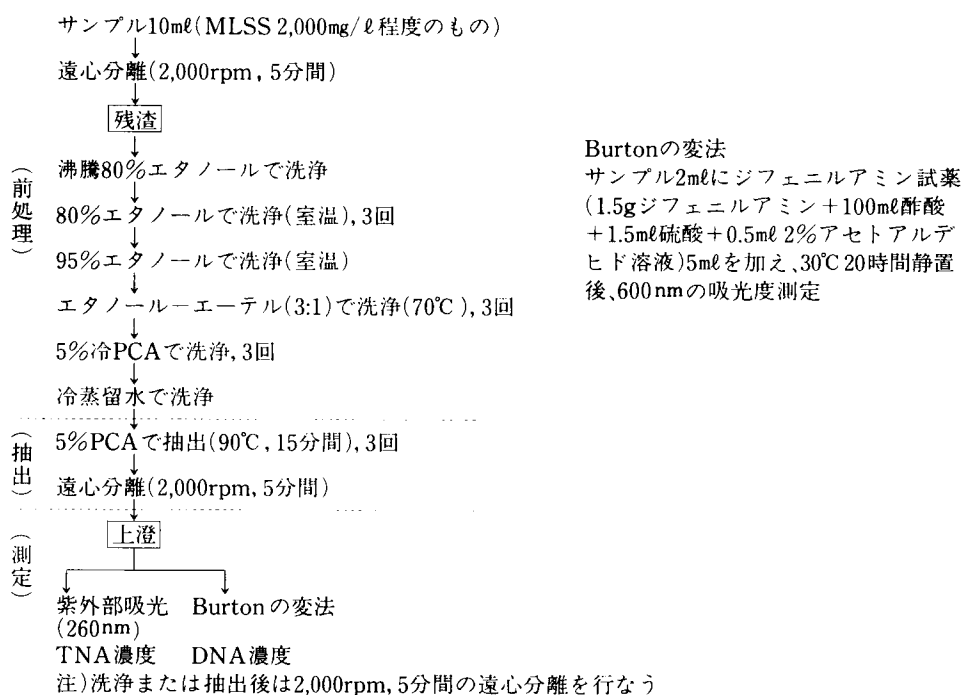


図3-15 核酸の抽出・測定方法

4-3 実験結果

実験結果を図3-16a~fにまとめる。これで見ると多くの場合にDNAの増加が認められ、溶解性基質を加えた場合にはRNAの増加が著しい。P-CODは活性汚泥のみの系では単調に減少するが、溶解性基質を加えた場合は一時的な増加がみられるか、緩やかな減少がみられる。

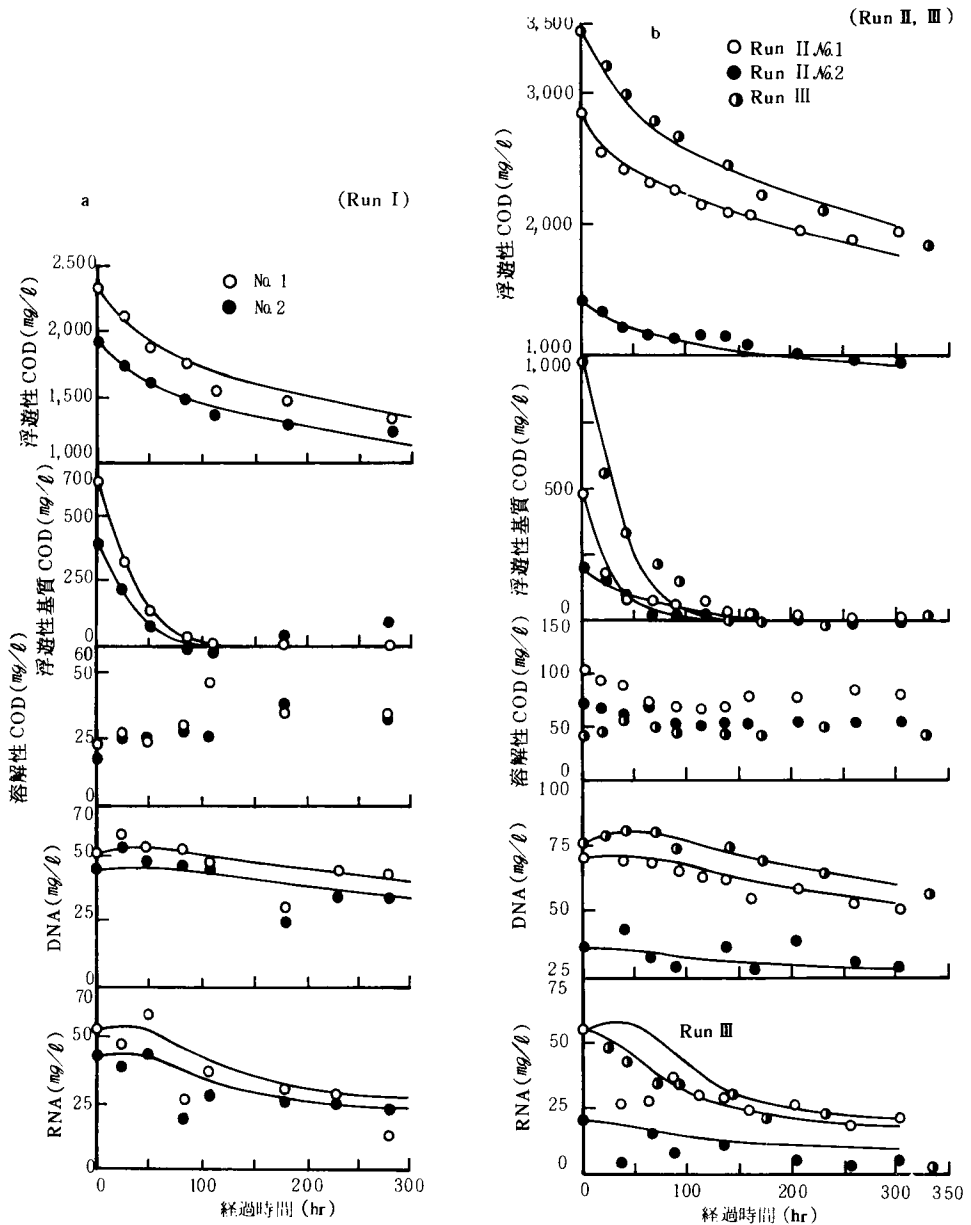


図3-16 各種指標の変化

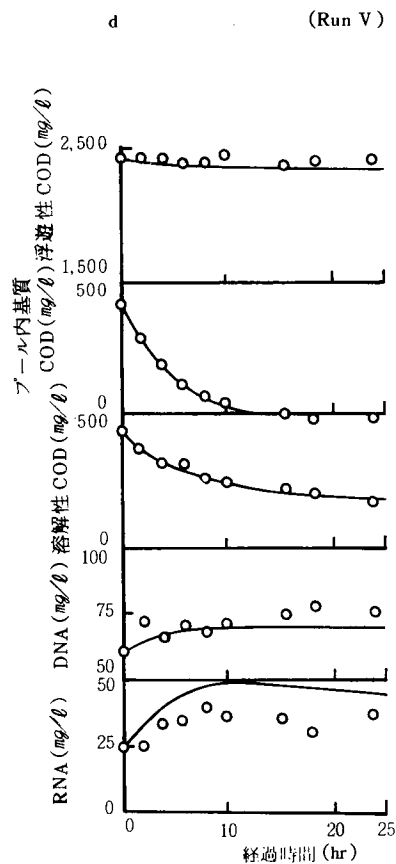
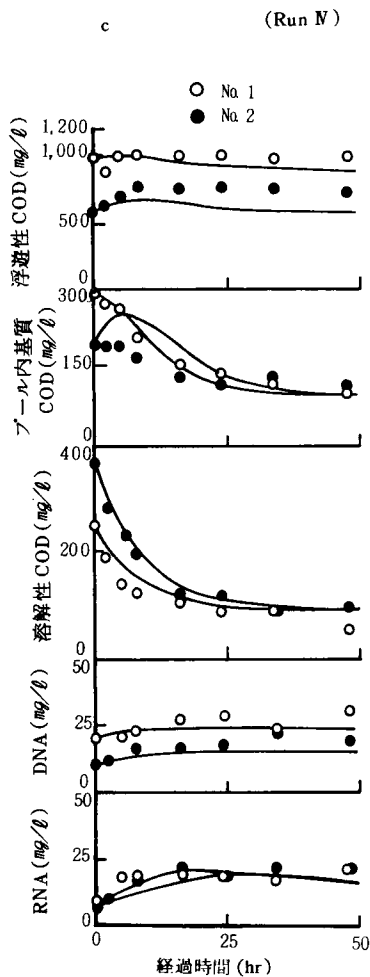


図 3-16 各種指標の変化 (つづき)

4-4 活性汚泥の有機物質浄化の動力学的検討

4-4-1 浄化反応のモデル化

図 3-16a~f に示した各種指標の挙動と、第 3 節の検討結果とを合せて考えて、浮遊性基質の加水分解による微細化、汚泥と接触と同時に吸着される溶解性 COD (付着性 COD と呼ぶ) の存在等を考慮して、基質、RNA、DNA の間に図 3-17 のようなモデルを想定する。

ここに、実線は物質の動きを示し、点線はその動きを仲介する情報の流れを示す。すなわち、基質の代謝によって RNA、

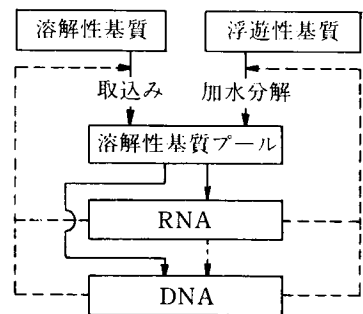


図 3-17 基質, RNA, DNA の関係

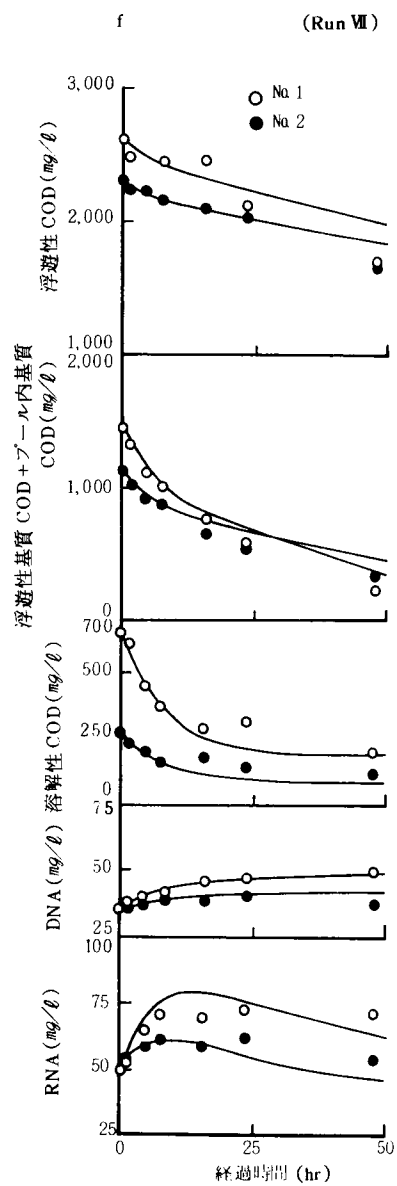
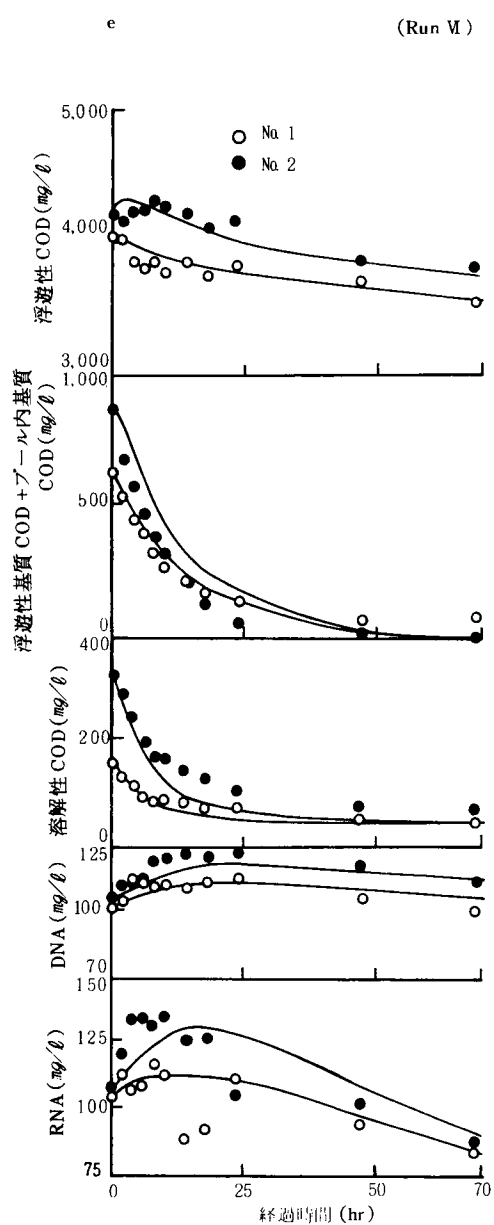


図 3-16 各種指標の変化 (つづき)

DNAが合成され、それが微生物活性量の増加、微生物量の増加となって、基質代謝に影響を及ぼすと考える。

このモデルを回分式の系で有機物質が代謝されている場合に適用すると、溶解性基質は取込み後に、また、浮遊性基質は加水分解後に代謝されるという具合に中間プロセスがあるものの、有機物質の変化量は概念的に式(3-6)によって表現できる。

$$(\text{系内の有機物質の変化量}) = (\text{基質の代謝に伴う減少量}) + (\text{生物の増減に伴う生物性有機物質の変化量}) \quad (3-6)$$

ただし、右辺2項を同一尺度で表現するため、有機物質量をCODで把握する。生物量の増減はDNAの増減で表現するものとし、次式で表現する。

$$(\text{DNAの変化量}) = (\text{基質の代謝に伴うDNAの増加量}) + (\text{自己分解によるDNAの減少量}) \quad (3-7)$$

RNAはこのような変化を仲介する指標と考え、十分な確認はなしきれてはいないが、

- 1) 自己分解期の生物は、活性汚泥の性質によって異なりうるが生体維持に必要なある一定のRNA/DNA比($=\gamma$)を持っており、DNAの自己分解に従ってRNAも減少する。
- 2) 生体維持以上のRNAが存在するときは、この量すなわち($\text{RNA} - \gamma \cdot \text{DNA}$)量に比例して分解される。

という仮定を設けて式(3-8)で表現する。

$$(\text{RNAの変化量}) = (\text{基質の代謝に伴う増加量}) + (\text{生体維持レベル以上のRNAの分解による減少量}) + (\text{自己分解に伴う減少量}) \quad (3-8)$$

4-4-2 モデルの数式表示とパラメータの決定値

式(3-6)～式(3-8)で示したモデルの数式表示と、これに含まれるパラメータ値の決定とを行なう。図3-16a～fに示したように、元データに幾分のばらつきがあり、パラメータ値決定が困難な場合があるので、以下においては元データをもとにしてよくフィットすると思われる曲線を描き、外そうで求めた値を使用する。なお、パラメータ値の決定は主として単純な系であるRun I～Vのデータを用いる。

(1) 自己分解期のDNAとP-COD

図3-14に示したように、活性汚泥を300時間ぐらいではあるが長時間空曝しつづけていくと、DNA/P-CODがほぼ一定の値に近づくことが観察される。図3-16a, bに示した5つのケースについて同様の関係を求め、約150時間を経過した後の平均的な値を示すと表3-8のようにほぼ0.03となった。

これより死細胞も含めて、活性汚泥を構成する微生物のDNA1mg/ℓがCODで表現した微生物量33.3mg/ℓ

に相当していると思なせる。なお、このとき、DNAのうちの何%が生細胞によって占められるかは

表3-8 長時間曝気後のDNA/P-COD

実験番号	DNA/P-COD
Run I No. 1	0.0300
No. 2	0.0290
Run II No. 1	0.0293
No. 2	0.0295
Run III	0.0302

不明であるとともに、他の処理場の活性汚泥についても長時間曝気後にDNA/P-CODが0.03に近い値になるかは検討していない。

(2) 浮遊性基質

すでに用語として使用しながら定量的表現を与えてこなかった浮遊性基質について検討する。

自己分解期のDNAとP-CODとの関係から、生細胞、死細胞も含めているが、平均的にみてDNA 1 mg/ℓがCOD 33.3mg/ℓに対応することを述べた。この関係にあるCODを生物性CODと定義する。活性汚泥のCODは微生物を構成する有機物質とこれ以外の基質と見なせる非生物性の有機物質とからなると仮定して、全CODからDNA/0.03で計算される生物性CODを差し引いた残りを浮遊性基質CODと定義する。

当然のことながら、微生物細胞も潜在的には基質であるが、マクロにみて生物量と浮遊性基質量をこのように定義する。

後述する溶解性COD、付着性

CODを含めて、系内のCODの構成を図3-18に示す。

浮遊性基質CODの変化は、浮遊性基質CODの加水分解とその後の代謝の両方の速度に規定されるが、

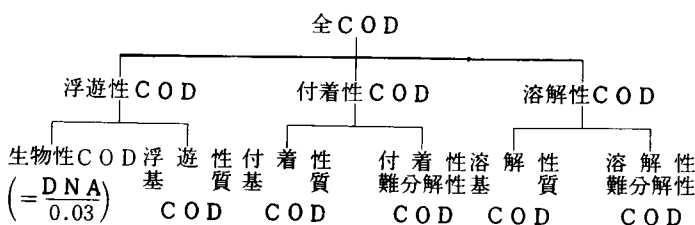


図3-18 CODの分類

加水分解律速であると考え、変化速度は加水分解速度に近いものとする。

いま、単純に加水分解速度が、基質濃度、微生物量およびその微生物の活性度、後述する溶解性基質プールの不飽和度 $(1 - C_{12}/DNA/S)$ の積に比例するものと考え、式(3-9)で表わされる。

$$\frac{dC_2}{dt} = -K_2 \cdot C_2 \cdot DNA \cdot A \cdot \left(1 - \frac{C_{12}}{DNA/S}\right) \quad (3-9)$$

ここに、 C_2 =浮遊性基質COD濃度、 K_2 = C_2 の加水分解速度定数、 DNA =DNA濃度、 A =活性度、 C_{12} =溶解性基質プール中のCOD濃度、 S =溶解性基質プールのDNA当りの飽和COD濃度である。

活性度は基質に対する微生物の活動性の指標であるから、ある一定の最大値を持つものと予想される。たとえば、*Escherichia coli*で、基質除去活性は不明であるが、細胞を新しい培地に移した後、DNAが細胞当りに初期の2倍で最高になったとき、RNAは初期の5～10倍で最高になっている²⁵⁾

死細胞も含んだ混合微生物系においては、RNAのみよりもRNA/DNAの方がより現実的な活性量になると考え⁸⁾、活性度 A をこの最大値すなわち $(RNA/DNA)_{max}$ の比として、次式で定義する。

$$A = \frac{RNA/DNA}{(RNA/DNA)_{max}} \quad (3-10)$$

$(RNA/DNA)_{max}$ 自身、生細胞と死細胞の割合の変化などによって変化すると考えられるが、大きな変化がない場合、平均的にみて系に固有のものとする。RNA/DNAは任意時刻の値である。

式(3-10)を式(3-9)に代入すると、

$$\begin{aligned}\frac{dC_2}{dt} &= -K_2 \cdot C_2 \cdot \text{DNA} \cdot \frac{\text{RNA/DNA}}{(\text{RNA/DNA})_{\max}} \left(1 - \frac{C_{12}}{S}\right) \\ &= -K_2 \cdot \frac{1}{(\text{RNA/DNA})_{\max}} \cdot C_2 \cdot \text{RNA} \cdot \left(1 - \frac{C_{12}}{S}\right) \quad (3-11)\end{aligned}$$

となり、 $K_2 \cdot \frac{1}{(\text{RNA/DNA})_{\max}} = k_2$ とすると、 k_2 は対象とする混合微生物群が持つ特有の値であり、基質と汚泥の両方の特性を合せ持った C_2 の加水分解速度定数と考えられる。 k_2 を用いることによって、式 (3-11) は、

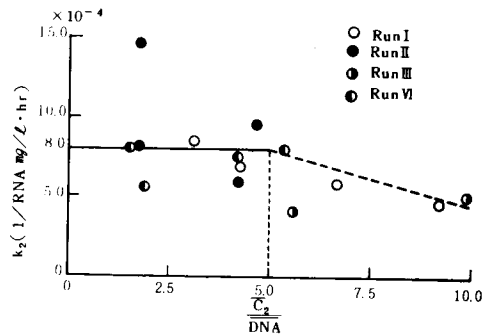
$$\frac{dC_2}{dt} = -k_2 \cdot C_2 \cdot \text{RNA} \cdot \left(1 - \frac{C_{12}}{S}\right) \quad (3-12)$$

と書き換えられる。

浮遊性基質の代謝過程は、加水分解律速で $\frac{C_{12}}{\text{DNA}} \ll S$ と考えられ、 $1 - \frac{C_{12}}{\text{DNA}} \approx 1$ と見なせる。

Run I ~ III, VI について、初期のデータを用い、 k_2 を $-\left(\frac{\Delta C_2}{\Delta t}\right) / \overline{C_2} \cdot \overline{\text{DNA}}$ で近似し、 $\frac{\overline{C_2}}{\overline{\text{DNA}}}$ に対してプロットすると図 3-19 を得る。ここで、— は平均を表す。

$\frac{\overline{C_2}}{\overline{\text{DNA}}}$ が大きくなるに従って、 k_2 が小さくなる傾向にある。これを直線近似することも可能であるが、単位 DNA 当りの加水分解可能 COD 量に限界があるとし、限界量以上のものは加水分解を受けず、結果として見かけ上 k_2 が低下すると見なすのが妥当であらう。



より多くのデータの下で検討する必要があるが、

$\frac{\overline{C_2}}{\overline{\text{DNA}}} = 5$ 程度までは、 $k_2 = 8.0 \times 10^{-4} (1/\text{RNA mg}/$

図 3-19 k_2 の $\frac{\overline{C_2}}{\overline{\text{DNA}}}$ に対する変化

$\ell \cdot \text{hr})$ で近似し、これ以上の C_2 は加水分解に関与しないと仮定する。

(3) 自己分解

自己分解期は DNA が専ら減少する過程と考えたが、DNA の減少速度を DNA 濃度に比例するものとし、式 (3-13) を考える。

$$\frac{d\text{DNA}}{dt} = -k_3 \cdot \text{DNA} \quad (3-13)$$

ここに、 k_3 は自己分解速度定数である。

DNA は死細胞の分も含んでおり、 k_3 は Run によって幾分異なるものと考えられたが、150 時間目と 250 時間目の平均値を横軸にとり、その間の $-\Delta \text{DNA} / \Delta t$ を縦軸にとると図 3-20 を得、Run にはほとんど関係がなく一定であり、 $k_3 = 1.22 \times 10^{-3} (1/\text{hr})$ を得た。このとき、 RNA/DNA

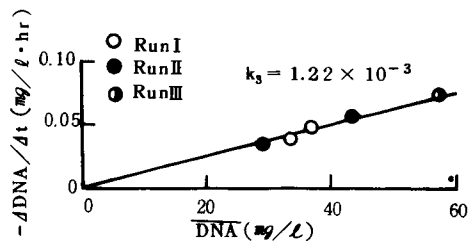


図 3-20 k_3 の決定

Aすなわち γ をみると表3-9のようになり、活性汚泥による差がみられた。生細胞と死細胞の存在割合や活性汚泥の履歴に関係するのかもしれないが、不明である。

(4) DNA, RNAの代謝COD量に対する合成量

微生物のDNA, RNAの増加は他の細胞成分と同様に有機物質ここではCODの代謝の結果であり, 代謝COD量と合成DNA量, 合成RNA量の間には一定

の関係が認められると考えられる。DNAについて式(3-14)を考える。

$$\text{合成RNA量} = \alpha \cdot \text{代謝COD量} \quad (3-14)$$

Run I ~ IIIのデータを用いて, 任意時刻のDNAが前項で得た自己分解速度に従って減少したとした t 時間後のDNA量を求め, t 時間後の実測DNA量から減じた差を, t 時間の間に合成されたDNA量とする。この値をその間の浮遊性基質CODの減少量に対してプロットすると, 図3-21を得る。かなりのばらつきがあるが, 平均的に $\alpha=0.011$ 程度と見なせる。これは生命体のDNA/P-CODが0.03という関係より, 代謝COD量の0.37倍の生物性COD量が生じるという計算になる。

RNAの場合には, 式(3-8)の右辺第2項を考慮する必要がある, DNAと同様の取扱いができない。

いま, 各ケースのRNAデータ, DNAデータと表3-9に示した γ より $\log(RNA - \gamma \cdot DNA)$ を計算し, 時間に対してプロットすると図3-22を得る。これより, 100時間前後の $(RNA - \gamma \cdot DNA)$ の変化は,

$$\frac{d(RNA - \gamma \cdot DNA)}{dt} = -k_4 \cdot (RNA - \gamma \cdot DNA) \quad (3-15)$$

と表わされる。この時間は図3-16a, bにみるように, 浮遊性基質COD量がほぼ0であるので, RNAの生合成は無視しえ, DNAの自己分解に伴うRNAの減少速度を相対的に無視すると, 式(3-15)は式(3-8)の右辺第2項に近いものと考えられる。式(3-8)の右辺第2項を次式で与える。

$$\begin{aligned} \frac{d(RNA - \gamma \cdot DNA)}{dt} &\doteq \frac{dRNA}{dt} \\ &\doteq -k_4 \cdot (RNA - \gamma \cdot DNA) \end{aligned} \quad (3-16)$$

図3-22より, k_4 は平均的に0.022(1/hr)となる。式(3-16)と式(3-13)に準じる式(3-17)によってRNAの減少量を推定しうる。

表3-9 RNA/DNA比($=\gamma$)

実験番号	RNA/DNA比
Run I No. 1	0.67
Run I No. 2	0.65
Run II No. 1	0.38
Run II No. 2	0.33
Run III	0.35
	0.66 (平均)
	0.36 (平均)

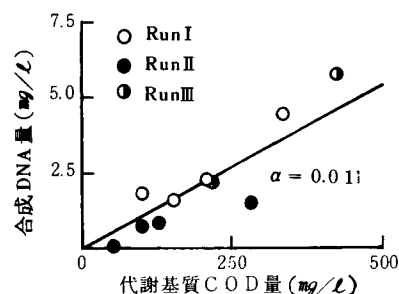


図3-21 α の決定

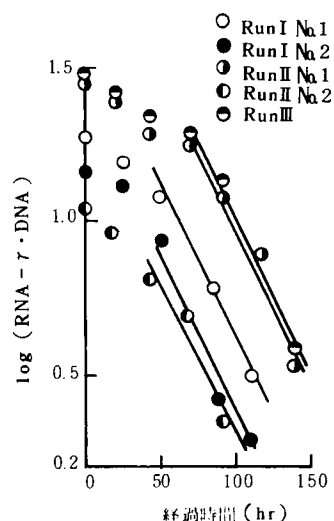


図3-22 $\log(RNA - \gamma \cdot DNA)$ の変化

$$\frac{dRNA}{dt} = -\gamma \cdot k_d \cdot DNA \quad (3-17)$$

このような仮定の下で、DNAと同様の方法によって、

$$\text{合成RNA量} = \beta \cdot \text{代謝COD量} \quad (3-18)$$

の β を求めるべく、合成RNA量を代謝COD量に対してプロットすると、図3-23を得、 β を近似的に0.05と定める。

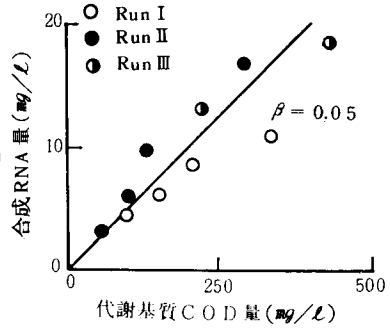


図3-23 β の決定

(5) 溶解性基質

図3-16a~fをみると、溶解性CODは長時間曝気を受け

ても減少しない量があるが、これは生物的に利用されにくい難分解性のものであると考えられる。Run I~IIIについては、平均的実測濃度をこれに与える。また、Run IV~VIIについては溶解性CODを時間軸に延長して得られる値を仮定する。これを実測の溶解性COD量から差し引いたものを溶解性基質COD量と見なす。図3-18の分類はこの間の事情を示している。

Run IV, Vのように、長時間曝気し、自己分解期にある活性汚泥に対して溶解性基質を与えるとこれが急激に低下し、RNA, DNAの大きな生成がある。このことは、自己分解期の微生物も十分な基質代謝能力を持っていることを示す。

溶解性基質の除去、すなわち溶解性基質プールへの取込みの速度は、合田らの研究²¹⁾のアナロジーで、溶解性基質プールの不飽和度と溶解性基質濃度の積に比例すると考え、式(3-19)で表現する。

$$\frac{dC_{11}}{dt} = -k_{11} \cdot C_{11} \cdot B \quad (3-19)$$

ここで、 C_{11} =溶解性基質COD濃度、 k_{11} = C_{11} の除去速度定数、 B =溶解性基質プールの不飽和度である。

B については、単位DNA当りのプール量の上限 S と任意時刻にプールされている量すなわち $\frac{C_{12}}{DNA}$ の差によって定義されるものとし、式(3-20)で与える。

$$B = \frac{S - \frac{C_{12}}{DNA}}{S} = 1 - \frac{C_{12}}{DNA \cdot S} \quad (3-20)$$

これより、式(3-19)は、

$$\frac{dC_{11}}{dt} = -k_{11} \cdot C_{11} \cdot \left(1 - \frac{C_{12}}{DNA \cdot S}\right) \quad (3-21)$$

で表現される。式(3-21)を変形すると、

$$-\frac{dC_{11}}{C_{11}} = -\frac{k_{11}}{S} \cdot \frac{C_{12}}{DNA} + k_{11} \quad (3-22)$$

となる。Run IV, V のデータを用い、後述する附着性
基質CODを C_{12} と見なして、 $-\left(\frac{\Delta C_{11}}{\Delta t}\right)/\overline{C_{11}}$ を $\frac{\overline{C_{12}}}{\text{DNA}}$ に
対してプロットすると図3-24を得る。図中の近似直
線の縦軸切片から、 $k_{11}=0.15(1/\text{hr})$ を、また、傾きと
 $k_{11}=0.15$ とより $S=36$ を得る。

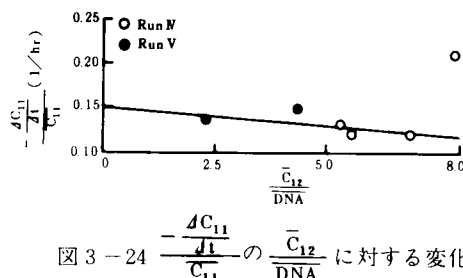


図3-24 $-\frac{dC_{11}}{dt} \cdot \frac{1}{C_{11}}$ の $\frac{\overline{C_{12}}}{\text{DNA}}$ に対する変化

(6) 附着性基質と溶解性基質プール内の溶解性基質

生汚泥を超音波破壊することによって作成した溶解性有機物質を活性汚泥と混合すると、その一部は活性汚泥に吸着され、あたかも浮遊性基質のような振舞をする。これを、Run IV と Run V の場合について、浮遊性基質CODの算定法によって求め、附着性CODとして図3-16c, dに示した。

附着性CODのうち、代謝される部分を附着性基質とするが、本来、溶解性基質と見なせるものである。附着性基質、浮遊性基質の加水分解産物、液相から除去された溶解性基質はすべて同一の性格のものと見なし、これらが溶解性基質プールを形成すると考える。

溶解性基質プールにある溶解性基質の代謝速度を式(3-23)で表現する。

$$\frac{dC_{12}}{dt} = -k_{12} \cdot C_{12} \text{ RNA} \quad (3-23)$$

ここで、 C_{12} = 溶解性基質プール内の溶解性基質COD濃度、

k_{12} = C_{12} の代謝速度定数である。

実測データより得られる C_{12} の変化は、式(3-21)で表

現される溶解性基質CODの取込みと、式(3-23)で表

現されるプール内溶解性基質CODの代謝の足し合わされ

た結果と見なせる。そこで、 $-\frac{\Delta C_{11}}{\Delta t}$ と見かけの C_{12} の変化速

度 $-\frac{\Delta C_{12}}{\Delta t}$ の和を $\overline{C_{12}} \cdot \overline{\text{RNA}}$ に対してプロットすると図3-

25を得、 $k_{12}=1.0 \times 10^{-2} (1/\text{RNA mg}/\ell \cdot \text{hr})$ を得る。

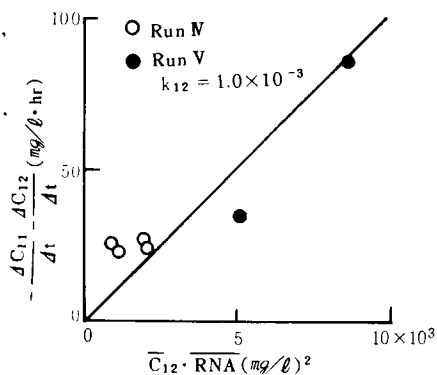


図3-25 k_{12} の決定

4-4-3 モデル式のまとめとシミュレーション

前節で導いたモデル式並びにハラメータ値を用いて、シミュレーションを行うことによって、モデルの妥当性を検討する。

前節で導いたモデル式を各指標の変化式の形に整理し表3-10に、また、諸パラメータを表3-11にまとめる。

表3-11のパラメータ値と実験より求めた各指標の初期値を用いて、Runge-Kutta法によって数値解を求め、図3-16に実線で示した。ただし、Run V, VIについては、 $\alpha=1.1 \times 10^{-2}$ ではDNAの計算値が実測値に比して低くなり過ぎるため、図3-21の最大値に近い $\alpha=1.7 \times 10^{-2}$ を与えた。また、 γ については、Run I, VIに $\gamma=0.66$ の値を与えたが、他のケースでは $\gamma=0.35$ を与えた。

このように、2, 3のケースにおいてパラメータ値の若干の変更を必要としたが、全般的には計算値と実測値との適合はよく、提案したモデルとそれに基づいて導いたモデル式、パラメータ値が合理的なもの

表 3-10 モデル式のまとめ

溶解性基質 COD, C_1 の除去

$$\frac{dC_1}{dt} = -k_{11} \cdot C_1 \cdot \left(1 - \frac{C_{12}}{\text{DNA}}\right) \quad (3-21)$$

浮遊性基質 COD, C_2 の加水分解

$$\frac{dC_2}{dt} = -k_2 \cdot C_2 \cdot \text{RNA} \cdot \left(1 - \frac{C_{12}}{\text{DNA}}\right) \quad (3-12)$$

(ただし $\frac{C_2}{\text{DNA}} \leq 5$ の部分の C_2 について)

溶解性基質プール中の溶解性基質 COD, C_{12} の変化

$$\begin{aligned} \frac{dC_{12}}{dt} = & k_{11} \cdot C_1 \cdot \left(1 - \frac{C_{12}}{\text{DNA}}\right) \\ & + k_2 \cdot C_2 \cdot \text{RNA} \cdot \left(1 - \frac{C_{12}}{\text{DNA}}\right) - k_{12} \cdot C_{12} \cdot \text{RNA} \end{aligned} \quad (3-24)$$

DNA の変化

$$\frac{d\text{DNA}}{dt} = \alpha \cdot k_{12} \cdot C_{12} \cdot \text{RNA} - k_3 \cdot \text{DNA} \quad (3-25)$$

RNA の変化

$$\begin{aligned} \frac{d\text{RNA}}{dt} = & \beta \cdot k_{12} \cdot C_{12} \cdot \text{RNA} - k_4 (\text{RNA} - \gamma \cdot \text{DNA}) \\ & - \gamma \cdot k_3 \cdot \text{DNA} \end{aligned} \quad (3-26)$$

溶解性 COD, C_s

$$C_s = C_1 + C_{11} \quad (3-27)$$

C_{11} = 溶解性難分解性 COD

浮遊性 COD, C_p

$$C_p = C_{12} + C_{12}' + C_2 + \frac{\text{DNA}}{0.03} \quad (3-28)$$

C_{12}' = 付着性難分解性 COD

であることがわかった。このことから、本節で提案したモデルが、都市下水の活性汚泥法処理では不可避であるにもかかわらず積極的には取り扱われなかった浮遊性基質をも含めた議論を進める手段になりうるものと考ええる。

なお、浮遊性基質の代謝速度を加水分解速度で近似したとき、その速度定数は溶解性基質の代謝速度定数の10分の1以下であることが明らかになった。しかしながら、図 3-16に示したように一般に浮遊性基質濃度が高いため、浮遊性基質の代謝量は無視しえないものとなる。

表 3-11 パラメータ一覧表

記号	意 味	単 位	値
k_{11}	溶解性基質 COD 除去速度定数	1/hr	1.5×10^{-1}
k_{12}	溶解性基質プール中の溶解性基質 COD 代謝速度定数	1/RNAmg/ℓ・hr	1.0×10^{-2}
k_2	浮遊性基質 COD 加水分解速度定数	1/RNAmg/ℓ・hr	8.0×10^{-4}
k_3	DNA の自己分解速度定数	1/hr	1.22×10^{-3}
k_4	RNA の分解速度定数	1/hr	2.2×10^{-2}
α	代謝 COD 量の合成 DNA 量への換算係数	—	0.011 または 0.017
β	代謝 COD 量の合成 RNA 量への換算係数	—	0.05
γ	自己分解期の RNA/DNA	—	0.35 または 0.66
S	溶解性プール中の単位 DNA 当りの飽和溶解性基質 COD 濃度	—	36

4-5 まとめ

本節では、都市下水中に多量に存在し、活性汚泥の一部を構成している浮遊性基質の定量と挙動を中心に、活性汚泥による有機物質の代謝に検討を加えた。得られた結果を要約する。

- 1) 今回使用した活性汚泥については、DNA/0.03 で生物性 COD を与え、浮遊性有機物質の COD から DNA/0.03 を引いたものを浮遊性基質 COD とし、これにて活性汚泥中の浮遊性基質量を定義する。
- 2) 幾つかの条件下で回分式実験を行い、これをもとにして浮遊性基質の挙動を含めた活性汚泥の浄化機構についてモデル化を行ない、各種指標の挙動を定式化した。
- 3) 実験データより求めたパラメータ値を用いて提案したモデル式の妥当性をシミュレーションによって検討したところ、実測データを大略説明した。また、この結果、浮遊性基質の加水分解速度定数が溶解性基質の代謝速度定数に比して 1 オーダー小さいことが明らかとなった。

第 5 節 反応速度定数における温度効果と活性汚泥の濃度効果

5-1 はじめに

これまでに、浮遊性基質も含めた都市下水中有機物質の代謝について検討し、そのモデル化ならびに反応速度定数をはじめとする諸パラメータの決定を行ない、モデル式を表 3-10 に諸パラメータを表 3-11 にまとめた。

本節においては、反応速度定数に及ぼす温度効果と活性汚泥の濃度効果について実験的検討を行ないより広い条件下での適用性について考察する。

活性汚泥による基質除去や酸素消費などの温度効果については、従来から種々検討されており、活性化エネルギーを求めたり、温度係数を決定したりすることがなされている。ここでは、従来とは異なっ

た指標をとり入れ、新たなモデル式ならびに反応速度定数を用いているため、それぞれの反応速度定数に対する温度効果を明確にし、定式化することを目的とする。

また、これまでの検討は浮遊性CODでみた活性汚泥の濃度範囲が2,000~4,000mg/lのものであったが、モデル式やパラメータ値のより広い濃度領域での適用性の検討を目的として、活性汚泥の濃度効果とくに浮遊性基質の加水分解速度における効果について検討する。

5-2 実験方法

実験は浮遊性基質の代謝と自己分解過程を検討した Run VIII, 溶解性基質の除去過程を検討した Run IX ~ XI, 主として浮遊性基質の加水分解速度における活性汚泥の濃度効果を検討した Run XII を行った。Run VIII は 10, 15, 20, 30℃ を設定目標の水温とし, Run IX, Run X, Run XI は各々 10℃, 20℃, 30℃ とした。また, Run XII は 20℃ を実験条件とした。実験条件を表 3-12 にまとめるが, 汚泥は O 市終末処理場の返送汚泥あるいは同処

理場流入下水を用いたパイロットプラント（京都大学工学部衛生工学教室水質汚濁シミュレーション設備内に設置）の活性汚泥を用い、いづれも 297 μ m のふるいで粗大ゴミ等を除き水洗した。

Run VIII では、15℃, 20℃ の場合、採水時 17.2℃ であった汚泥を温度馴致せずに用いたが、10℃, 30℃ の場合は、適宜流入下水中の沈殿物を基質として加えながら温度馴致をした。Run IX, Run XI では、各々 Run VIII の No. 1, No. 4 の実験終了時の汚泥を空曝気した後に用いた。表 3-12 に示したこれらの温度馴致の期間は Run VIII に示した期間を含んでいる。Run XII については、採取汚泥が 17.2℃ の水温下にあったため、温度馴致せず 20℃ で用い、Run X では 20℃ で空曝気した後に用いた。

また、溶解性基質については、Run IX の No. 4, Run X, Run XI の No. 3 では下水の東洋汙紙 No. 5 C の汙液中のものをを用いたが、一般にかなり低濃度であることから、前節で用いたように、生汚泥の超音波破壊—遠心分離—東洋汙紙 No. 5 C 汙液で得た汙液中のものも利用した。その他の詳細

表 3-12 実験条件

実 験 番 号	使用汚泥	温度馴致 期 間	投入基質	水 温	
Run Ⅷ	No. 1	b	34日間	イ	30℃
	No. 2	b	0		20
	No. 3	b	0		15
	No. 4	b	11	イ	10
Run Ⅸ	No. 1	b	56	ロ	30
	No. 2	b	56	ロ	30
	No. 3	b	56	ロ	30
	No. 4	b	56	ハ	30
Run X	No. 1	a	9	ロ	20
	No. 2	a	9	ロ	20
	No. 3	a	9	ハ	20
Run Ⅺ	No. 1	b	68	ロ	10
	No. 2	b	68	ロ	10
	No. 3	b	68	ハ	10
Run Ⅻ	No. 1	a	0		20
	No. 2	a	0		20
	No. 3	a	0		20
	No. 4	a	0		20

a : O 市終末処理場の返送汚泥

b : パイロットプラントの曝気槽汚泥

イ : O 市終末処理場流入水中の静置沈殿物を 297 μ m のふるいで汙過し水洗したもの

ロ : パイロットプラント最初沈殿池生汚泥を超音波破壊し遠心分離後上澄水を東洋汙紙 No. 5 C で汙過したもの

ハ : O 市終末処理場流入水を東洋汙紙 No. 5 C で汙過したもの

については以下に示す。

(1) 曝気槽と空気量

Run VIIについては12ℓの直方体の槽を曝気槽とみため初期10ℓの混合液で実験を開始した。水道水を用いて空気量と K_{La} との関係を調べたところ4ℓ/minで8.5(1/hr), 2ℓ/minで5.0(1/hr)であり, 2ℓ/minでも不足ないが, できるだけ十分な混合が可能ないように4ℓ/minの条件とした。

水温の維持は曝気槽に直接ヒーターあるいはクーラーを投入して行なった。Run IX～XIIについては, 基質の準備の関係から, 2ℓのプラスチック製のメスシリンダを用い, これを水に満してヒーターあるいはクーラーを投入したポリバケツ中に入れた。これについては K_{La} の測定は行なってはいないが, 2ℓ/minの空気量とした。

(2) 温度馴致

一部の実験では目標とした水温と採泥時の水温とが大きく異なるため, 温度馴致の必要があった。活性汚泥の馴致は厳密に定義することがむづかしく, 温度馴致についても同様であるが, 便宜的に以下の方法によった。目標水温を30℃としたRun VII No.1と10℃としたRun VII No.4とについて, 採取した曝気槽混合液の水温が22.0℃であったため, 1日あたり2℃の変化を与えつつ目標水温とし, その後はこれを維持した。この間, ほぼ1日に1回の割合で曝気を止め, 静置後の上澄水をすて, 流入下水を静置して得た沈殿物の適量と水道水を入れ, 曝気を再開した。ついで, 硝化によるpH低下を防ぐためリン酸緩衝液によってpHを7付近に調整するとともに, 微量栄養塩としてBOD測定時の希釈水調整に用いるB, C, D液を適量加えた。なお, pH調整とB, C, D液の添加は実験時にも適宜行なった。

(3) 分析項目と分析方法

分析項目はStandard Methods²⁾による重クロム酸カリウム法COD, Burtonの変法²⁴⁾によるDNA, 紫外吸光度を利用したRNA, アルコール温度計による水温, pHメータによるpHであり, SS測定用フィルターを通過したものを溶解性とした。

5—3 実験結果

Run VIIの実験結果を図3—26にまとめる。P—CODの2段階の減少, DNA, RNAの初期の増加あるいは横ばいの傾向とその後の減少等, 前節でのべた活性汚泥の好気性消化時の特徴がみられる。S—CODはP—CODのより速い減少期での増加とその後の若干の増加あるいは横ばいの傾向がみられる。

浮遊性基質CODは活性汚泥の履歴が異なるためと思われるが, 実験Noによって異なった一定値に近づく形で減少している。この漸近する値は浮遊性基質中の難分解性部分と考え, これを除いた部分を分解可能な浮遊性基質CODとみなす。DNA/0.03で生物性CODを定義する過程で, すでに難分解性の非生物部分が含まれているが, 使用した汚泥が異なっていること, 初沈を経ない下水の沈殿物を加えたことなどによって, さらに多くのもの保持しているものと思われる。なお, 浮遊性基質CODを求める過程でDNA値はもとデータから得られる外挿曲線上の値を利用している。水温はNo.3で13℃前後に低下することがあったが, 大半は設定値の±1℃以内であり, pHは7前後に保持しえた。

Run IX～XIの実験結果を図3—27～図3—29にまとめる。P—CODはデータの信頼度がわるいが、一様に増加している。S—CODは生下水の汙液を与えた系では濃度がうすく除去量は小さい。活性汚泥混合液中にあったと思われる難分解性S—CODの濃度が相対的に高い。これに対して人工的に作成した溶解性基質を与えた系では順調に除去され、DNA、RNAの増加傾向が明らかである。

Run XIIの実験結果を図3—30にまとめる。MLSS濃度にはほぼ等しい値を示すP—CODの初期値は通常の曝気槽の汚泥濃度よりいく分高めの約3,000mg/ℓと返送汚泥濃度に近い約12,000mg/ℓ、さらにその間の約6,000mg/ℓ、約9,000mg/ℓである。

P—CODについては、濃度が高い程減少量が大きく、浮遊性基質CODの大きな減少量と対応している。P—CODを片対数紙上にプロットすると図3—31を得、金子の実験例⁸⁾のような明確な形の濃度効果はみとめられなかった。これは同じ図に示したRNAの挙動において、金子の場合の初期の速い減少とその後のゆるやかな減少を示す変化とは異なり、初期のゆるやかな減少とその後の速い減少の変化を示すことから、汚泥の持つ浮遊性基質COD量のちがいははじめとして、汚泥の性状がかなり異なったものであることによると考えられる。本実験に用いた活性汚泥では、RNAまたDNAの増加反応の存在が明確である。

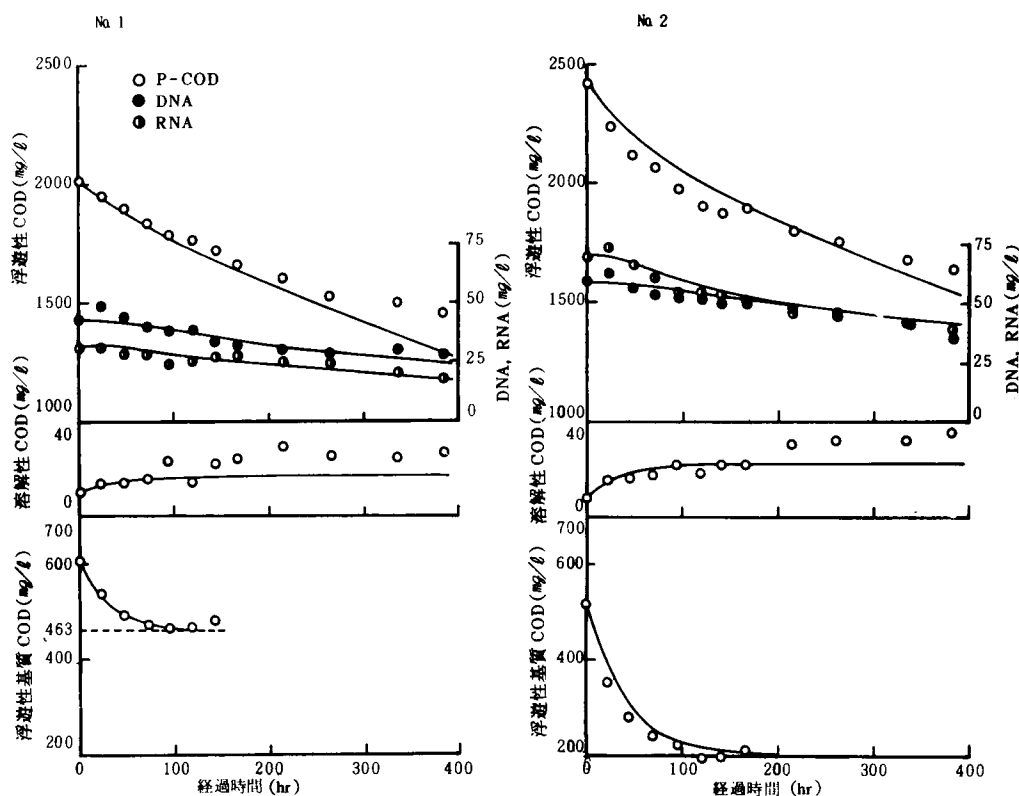


図3—26 各種指標の変化(Run VIII)

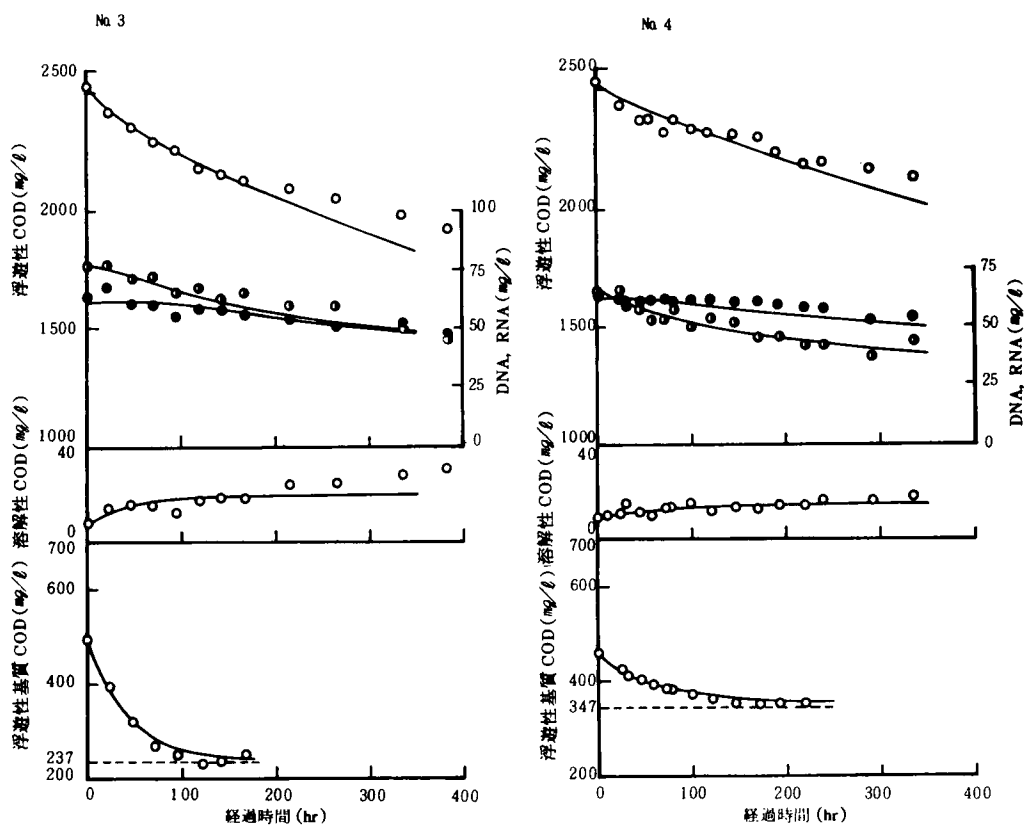


図 3-26 各種指標の変化 (つづき)

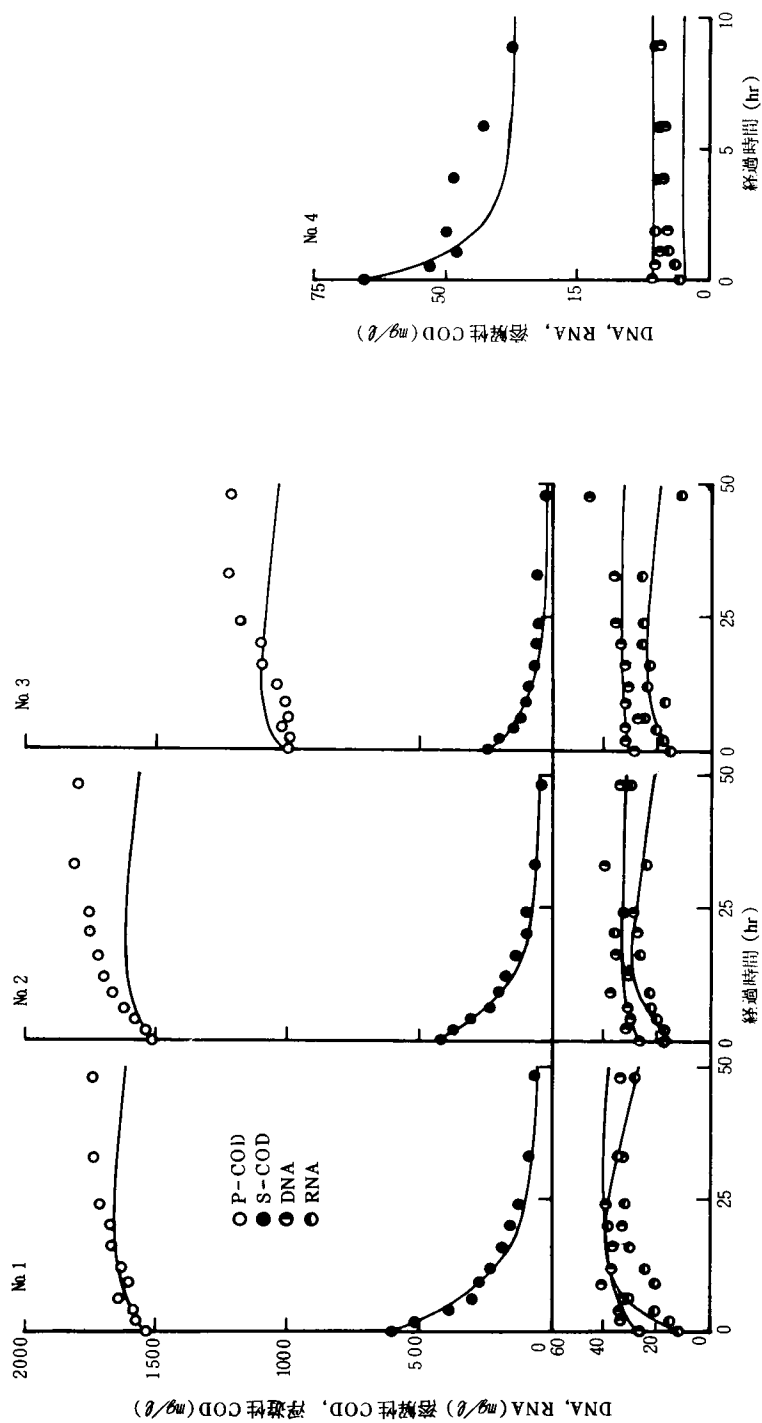


図 3—27 各種指標の変化 (Run IX)

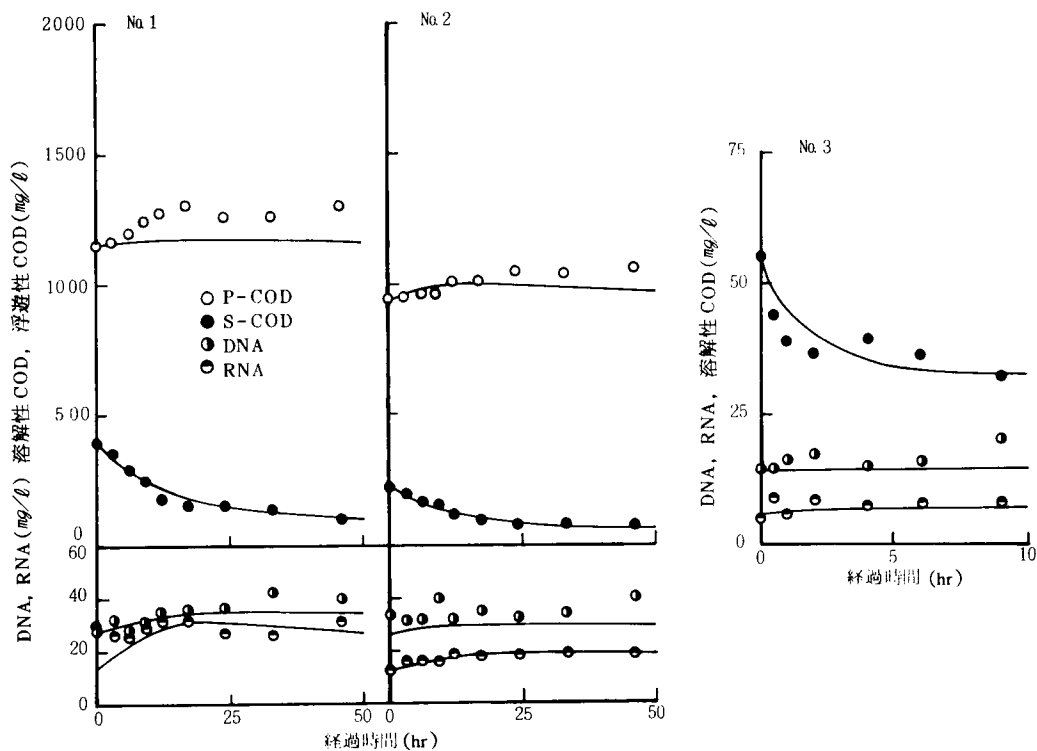


図 3—28 各種指標の変化(Run X)

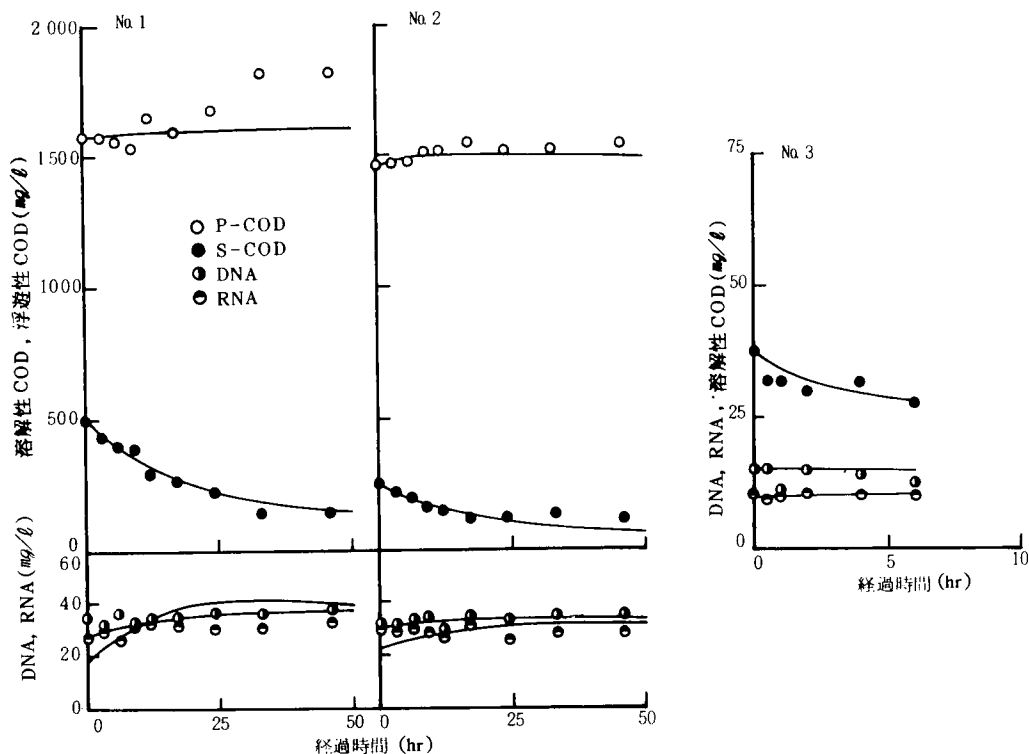


図 3—29 各種指標の変化(Run XI)

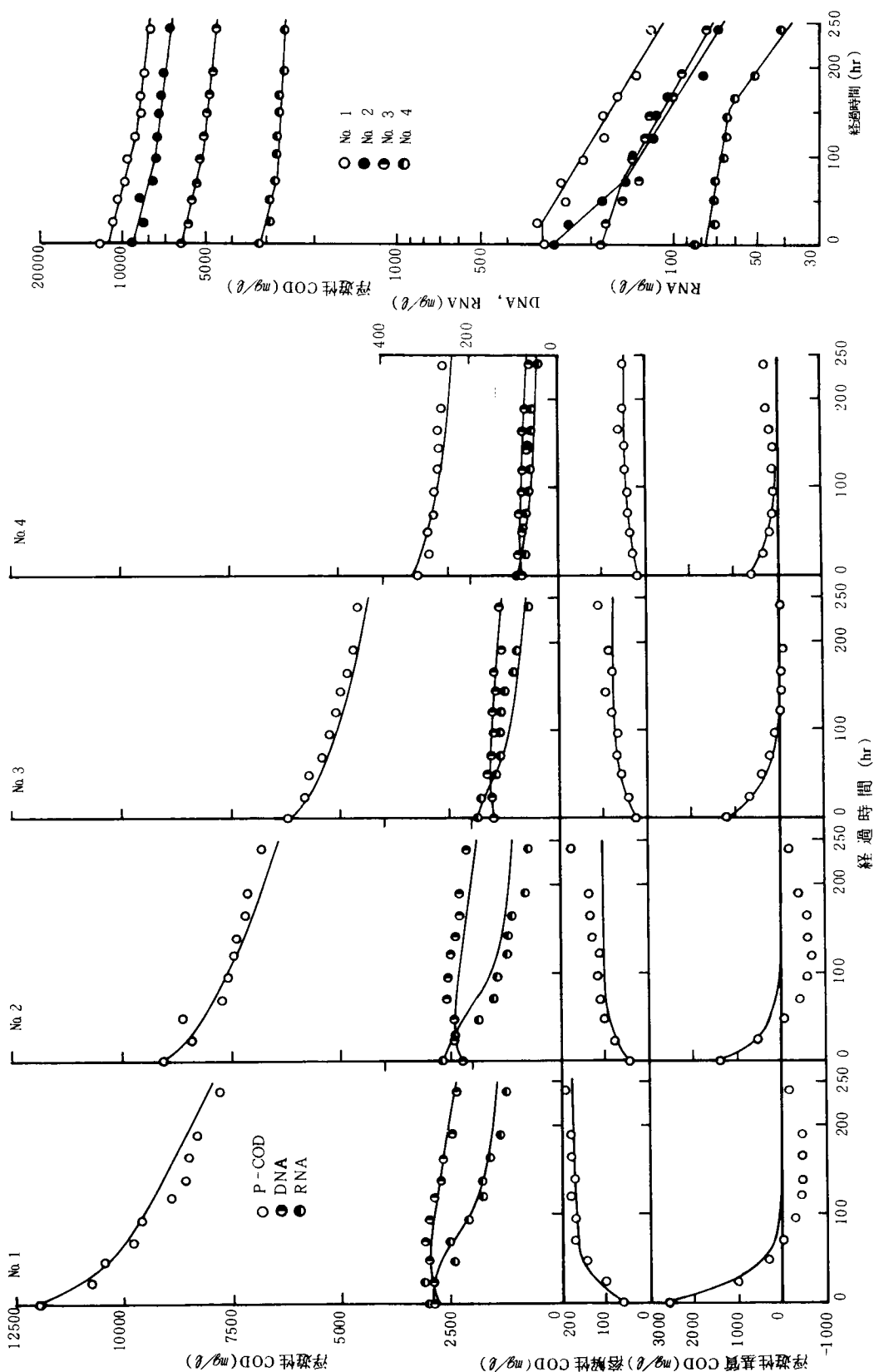


図3—30 各種指標の変化(Run No.)

図3—31 浮遊性COD, RNAの変化

S—C O Dは図3—26に示したRun VIIIでも同様の傾向にあるが、初期に増加があり、その後はプラトーになる。これは浮遊性基質C O Dの減少傾向と対応している。

浮遊性基質C O Dは前節でのべたように、 $((P-C O D)-(D N A/0.03))$ で求めると、両指標の実験データの精度がわるいこともあって負になる部分があるが、実際には100時間目ごろはほぼ0に近いであろうと考えられる。この間の減少濃度に対する溶出S—C O D濃度の比をみると、No.1～No.4でそれぞれ、0.043, 0.057, 0.046, 0.044であり、No.2の0.057を除いた平均は0.0443であった。すなわち、S—C O Dの溶出は浮遊性基質の加水分解過程のみに依存するものではないと考えられるが大半これで占められ、浮遊性基質C O Dの4%強のものが難分解性のS—C O Dとして溶出したものと解せる。

なお、図3—26～図3—30中の実線はあとでのべるシミュレーションの結果である。

5—4 温度効果、活性汚泥の濃度効果の動力学的検討

5—4—1 温度効果

図3—26～図3—29に示したRun VIII～Run XIのデータをもとにして、表3—11に示した反応速度定数の温度効果について検討する。なお表中、自己分解期のRNA/DNAを示す γ は使用した活性汚泥の履歴が関係するとみなせ、変化しうるものであるが他は汚泥の種類や水温にかかわらず一定であると仮定する。このうち、代謝C O D量の合成DNA量への換算係数である α は試算の結果0.017を採用する。また、RNAの分解速度定数 k_4 はデータ不足で決定しがたいため、性質上近いDNAの分解速度定数 k_3 と同じ温度効果があるとした。

以下の検討において、実測値をもとにした外挿曲線上の値を利用するとともに、パラメータ値決定方法は第4節で示した方法に準じた。

(1) 浮遊性基質の加水分解速度定数 k_2

Run VIIIの結果を用いて検討する。No.1, No.4においては添加した下水中の沈殿物から付加された分解可能な浮遊性基質濃度があまり高くなかったため実験開始時の濃度が低く、精度上に問題が残るが、各温度での k_2 は表3—13ようになる。水温Tに対して、片対数紙上にプロットすると図3—32を得、反応速度定数 K_T を式(3—29)であらわしたとき、

$$K_T = K_{20} \cdot \theta^{(T-20)} \quad (3-29)$$

K_{20} , θ は表3—14に示すように、 $4.6 \times 10^{-4} (1/RNA \text{ mg}/\ell \cdot \text{hr})$, 1.062を得た。

(2) DNAの自己分解速度定数 k_3

DNAの自己分解速度は一次反応に従うと仮定しているが、Run VIIIで100～150時間経過後のデータから得た値を表3—13にまとめた。水温に対するプロットは図3—32に示したが、前節でもとめた22.5℃の値である $k_3 = 1.22 \times 10^{-3} (1/\text{hr})$ も含めて、 K_{20} , θ は $1.13 \times 10^{-3} (1/\text{hr})$, 1.046を得た。

(3) 溶解性基質の除去速度定数 k_{11}

Run IX～XIで溶解性C O Dのうち、時間が経過した後、除去されずに残余している部分があるが、これを難分解性のものと考え、溶解性C O Dからこの部分を差し引いた残りを溶解性基質とみなす。

生汚泥から作成した基質について検討する。溶解性基質を活性汚泥と混合するとその一部は活性汚泥

に付着するが、これを付着性CODと名付け浮遊性基質CODと同様にして計算することはすでに示した。使用した汚泥のDNA/P-CODは0.03より小さく、難分解性の浮遊物質を持っていることが推察されるが、これを溶解性基質投入前のデータから $((P-COD)-(DNA/0.03))_{t=0}$ として求めた。

付着性CODは $((P-COD)-(DNA/0.03))_{t=t}-((P-COD)-(DNA/0.03))_{t=0}$ によって求めた。なお、上式の $((P-COD)-(DNA/0.03))_{t=0}$ は投入汚泥の汙液による希釈効果を考慮した値を用いている。

式(3-21)を変形した式(3-30)によって k_{11} を求めた。ただし、図3-27～図3-29にみるよう

$$k_{11} = \frac{-\left(\frac{dC_{11}}{dt}\right)}{C_{11} - \frac{1}{1 - \frac{1}{36} \cdot \frac{C_{12}}{DNA}}} \quad (3-30)$$

に、T-CODのデータのばらつきが大きいので、各RunのNo.1のデータによった。値を表3-13に示す。また図3-32より、 K_{20} 、 θ は 8.6×10^{-2} (1/hr)、1.039を得る。

都市下水を与えた系では、 $C_{12} \approx 0$ と考え、式(3-30)を簡略化した式(3-31)を用いた。

$$k_{11} = -\frac{\frac{dC_{11}}{dt}}{C_{11}} \quad (3-31)$$

基質濃度が低く、誤差の大きいことが予想されるが、表3-14に示すように、 K_{20} として 6.0×10^{-1} (1/hr)、 θ として1.033を得た。前者と比較すると、 K_{20} は約1オータ大きい値であり、質的違いは明らかであるが、 θ はほぼ同じであり、温度による影響はほぼ同じとみなせる。

(4) 溶解性基質プール内溶解性基質の代謝速度定数 k_{12}

前にのべた付着性CODは除去された溶解性基質CODを加えて基質プール内にあるが、これの代謝速度定数をRun IX No.1、Run XI No.1によって求めた。結果は表3-13に示したが、20℃についてはデータ上もとめにくく、前節で得た値を22.5℃のものとし、図3-32を得、 K_{20} として、 $0.98(1/RN \text{ A mg}/\ell \cdot \text{hr})$ を θ として1.055を得た。

表3-13 反応速度定数

	単 位	10℃	15℃	20℃	30℃	備 考
k_{11}	1/hr	6.2×10^{-2}	————	7.7×10^{-2}	13.2×10^{-2}	生汚泥より作成した基質
		4.4×10^{-1}	————	5.9×10^{-1}	8.5×10^{-1}	都市下水の汙液中の基質
k_{12}	1/RN A mg/ $\ell \cdot$ hr	0.6×10^{-2}	————	1.0×10^{-2}	1.8×10^{-2}	20℃の k_{12} は22.5℃の値
k_2	1/RN A mg/ $\ell \cdot$ hr	2.7×10^{-4}	3.1×10^{-4}	4.7×10^{-4}	8.5×10^{-4}	
k_3	1/hr	0.60×10^{-3}	0.84×10^{-3}	1.14×10^{-3}	1.50×10^{-3}	

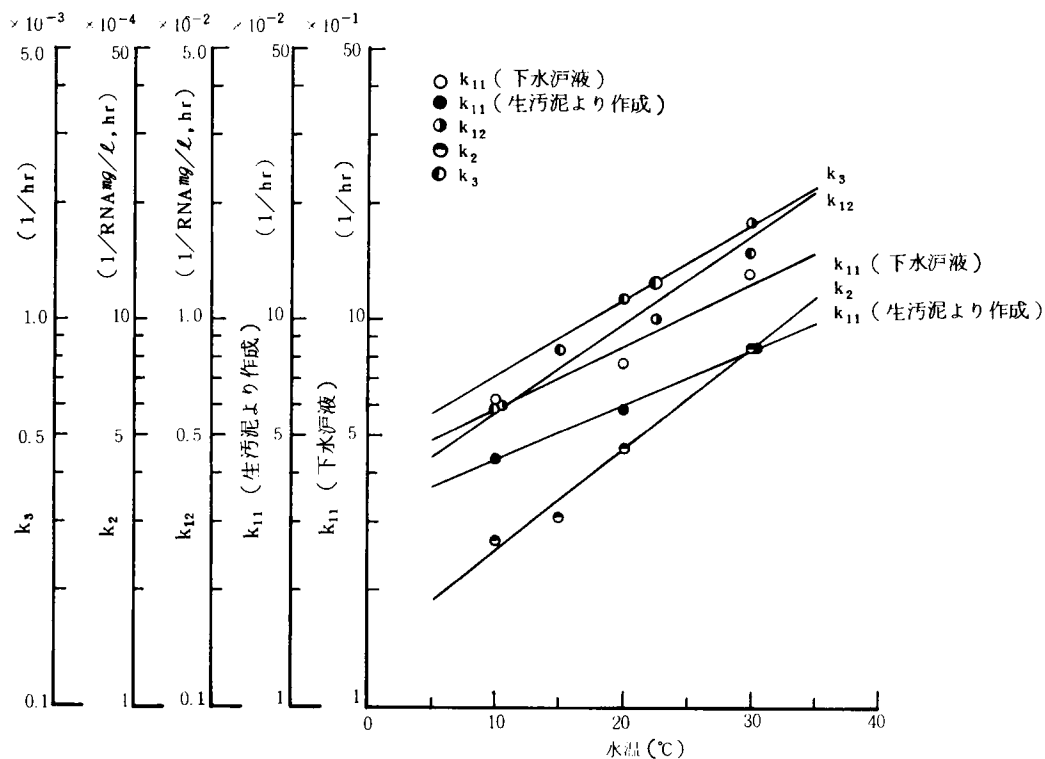


図 3—32 反応速度定数の温度効果

表 3—14 温度効果のパラメータ

	θ	K_{20}	備 考
k_{11}	1.039	8.6×10^{-2}	生汚泥より作成した基質
	1.033	6.0×10^{-1}	都市下水の汚液中の基質
k_{12}	1.055	0.98×10^{-2}	—————
k_2	1.062	4.6×10^{-4}	—————
k_3	1.046	1.13×10^{-3}	—————

5—4—2 活性汚泥の濃度効果

(1) 浮遊性基質の加水分解速度における活性汚泥の濃度効果

浮遊性基質の加水分解速度における活性汚泥の濃度効果をみるため、実験初期のデータを利用して k_2 を求め平均 RNA 濃度に対してプロットすると図 3—33 をうる。これには Run VIII No. 2 のデータも付

記している。図中、()をつけたプロットはRun VII No.2 のデータよりもとめたものであるが、用いた浮遊性基質CODのデータが不備で異常値を示している。これを除くと、RNA濃度の対して k_2 が低下する傾向がみとめられる。これまでもとめた k_2 についてもRNA濃度によるみなおしが必要だが、結果として、RNA濃度が50mg/ℓ前後にあり、とくに濃度による効果を考慮しなくても実験データのシミュレーションができるものと解せる。

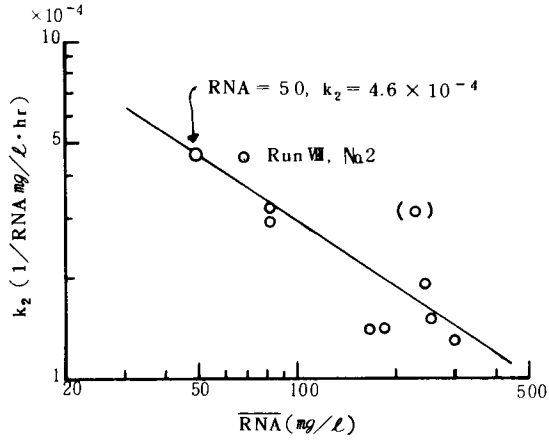


図3-33 k_2 のRNA濃度効果

前節において求めた、 $k_2 = 4.6 \times 10^{-4}$ (1/RNA mg/ℓ · hr) をRNA = 50mg/ℓ の値を代表するものと想定して、この点を通り、プロットした点を近似する直線を描くと図3-33のようになる。データはないが、RNA濃度が50mg/ℓ 以下でもこの関係が成立すると仮定して、式表示すると、式(3-32)を得る。

$$k_2 = 6.04 \times 10^{-3} \cdot \text{RNA}^{-0.658} \quad (3-32)$$

RNAの濃度効果を考慮していないこれまでのデータを利用する意味で、すでに得た値をRNA = 50mg/ℓ での値とし $k_{2(50)}$ とすると、 k_2 は便宜的に式(3-33)で表現できる。

$$k_2 = k_{2(50)} \cdot \left(\frac{\text{RNA}}{50} \right)^{-0.658} \quad (3-33)$$

式(3-33)を式(3-12)に代入するとRNAの濃度効果を加味したものとして、浮遊性基質CODの加水分解速度に対して式(3-34)を得る。

$$\frac{dC_2}{dt} = -13.12 \cdot k_{2(50)} \cdot C_2 \cdot \text{RNA}^{0.342} \left(1 - \frac{C_{12}}{\text{DNA}} \right) \quad (3-34)$$

溶解性基質CODの除去においてはRNAの関与がなくRNAの濃度効果は関係しないと考えるが、溶解性基質プール中の溶解性基質COD、 C_{12} の代謝に対しては C_2 の場合のアナロジーとしてRNA効果を考え式(3-35)を仮定する。

$$\begin{aligned} \frac{dC_{12}}{dt} = & k_{11} \cdot C_{11} \cdot \left(1 - \frac{C_{12}}{\text{DNA}} \right) + 13.12 \cdot k_{2(50)} \cdot C_2 \cdot \text{RNA}^{0.342} \cdot \left(1 - \frac{C_{12}}{\text{DNA}} \right) \\ & - 13.12 \cdot k_{12(50)} \cdot C_{12} \cdot \text{RNA}^{0.342} \end{aligned} \quad (3-35)$$

(2) 溶解性難分解性CODの溶出

実験結果で示したように浮遊性基質CODの減少に対応して、平均でみて、これの0.0443倍の濃度

の難分解性 S-COD の溶出があった。これより、浮遊性基質 C_2 の加水分解速度の $\delta (=0.0443)$ 倍の速度で難分解性 S-COD の溶出があり、 C_2 から C_{12} には加水分解速度の $(1 - \delta)$ 倍の速度で供給があると考え、 C_{12} の変化について式 (3-35) の修正として式 (3-36) を与え、溶解性難分解性 COD、 C_{11} の変化について式 (3-37) を与える。ただし、 δ が小さい値であるため式 (3-36) は実質的には式 (3-35) とかわらぬ。

$$\begin{aligned} \frac{dC_{12}}{dt} = & k_{11} \cdot C_{11} \cdot \left(1 - \frac{C_{12}}{\frac{DNA}{S}}\right) + 13.12 \cdot (1 - \delta) \cdot k_{2(50)} \cdot C_2 \cdot RNA^{0.342} \cdot \left(1 - \frac{C_{12}}{\frac{DNA}{S}}\right) \\ & - 13.12 \cdot k_{12(50)} \cdot C_{12} \cdot RNA^{0.342} \end{aligned} \quad (3-36)$$

$$\frac{dC_{11}'}{dt} = 13.12 \cdot \delta \cdot k_{2(50)} \cdot C_2 \cdot RNA^{0.342} \cdot \left(1 - \frac{C_{12}}{\frac{DNA}{S}}\right) \quad (3-37)$$

5-4-3 修正モデル式の提示とシミュレーション

これまでの検討の結果得られたモデル式を含めた修正モデル式を表 3-15 にまとめる。

なお、 k_{11} 、 $k_{12(50)}$ 、 $k_{2(50)}$ 、 k_3 、 k_4 についてはこれらを K_T で代表し、式 (3-29) に示した形の式で温度効果をあらわす。 K_{20} 、 θ については表 3-14 の値を用いる。

これらを用い、表 3-11 に示したパラメータ値を利用してシミュレーションした結果を図 3-26～図 3-30 に示す。かならずしも十分とはいえないが、概略実測値を説明しうることがわかる。この結果、修正モデル式を用いて 10～30℃ の水温域、また、返送汚泥程度までの活性汚泥の濃度域における有機物質浄化を検討することが可能となった。

なお、本節で得た反応速度定数のうち、溶解性基質 COD 除去速度定数 k_{11} 、浮遊性基質 COD 加水分解速度定数 k_2 は前節で得たものに比して約 1/2 の大きさである。基質と活性汚泥との親和性が異なっているものと解せる。

表 3-15 修正したモデル式のまとめ

溶解性基質 COD、 C_{11} の除去	
$\frac{dC_{11}}{dt} = -k_{11} \cdot C_{11} \cdot \left(1 - \frac{C_{12}}{\frac{DNA}{S}}\right)$	(3-21)
浮遊性基質 COD、 C_2 の加水分解	
$\frac{dC_2}{dt} = -13.12 \cdot k_{2(50)} \cdot C_2 \cdot RNA^{0.342} \cdot \left(1 - \frac{C_{12}}{\frac{DNA}{S}}\right)$	(3-34)
(ただし、 $\frac{C_2}{DNA} \leq 5$ の部分の C_2 について)	
溶解性基質プール中の溶解性基質 COD、 C_{12} の変化	

$$\frac{dC_{12}}{dt} = k_{11} \cdot C_{11} \cdot \left(1 - \frac{C_{12}}{S}\right) + 13.12 \cdot (1 - \delta) \cdot k_{2(50)} \cdot C_2 \cdot \text{RNA}^{0.342} \cdot \left(1 - \frac{C_{12}}{S}\right) - 13.12 \cdot k_{12(50)} \cdot C_{12} \cdot \text{RNA}^{0.342} \quad (3-36)$$

DNA の変化

$$\frac{d\text{DNA}}{dt} = 13.12 \cdot \alpha \cdot k_{12(50)} \cdot C_{12} \cdot \text{RNA}^{0.342} - k_3 \cdot \text{DNA} \quad (3-38)$$

RNA の変化

$$\frac{d\text{RNA}}{dt} = 13.12 \cdot \beta \cdot k_{12(50)} \cdot C_{12} \cdot \text{RNA}^{0.342} - k_4 \cdot (\text{RNA} - \gamma \cdot \text{DNA}) - \gamma \cdot k_3 \cdot \text{DNA} \quad (3-39)$$

溶解性難分解性COD, C_{11}' の溶出

$$\frac{dC_{11}'}{dt} = 13.12 \cdot \delta \cdot k_{2(50)} \cdot C_2 \cdot \text{RNA}^{0.342} \cdot \left(1 - \frac{C_{12}}{S}\right) \quad (3-37)$$

溶解性COD, C_s

$$C_s = C_{11} + C_{11}' \quad (3-27)$$

浮遊性COD, C_p

$$C_p = C_{12} + C_{12}' + C_2 + C_2' + \frac{\text{DNA}}{0.03} \quad (3-40)$$

C_{12}' = 付着性難分解性COD

C_2' = 浮遊性難分解性COD

5-5 まとめ

本節では、前節で得たモデル式の広範な適用性を得るため、反応速度定数の温度効果、また、基質代謝速度における濃度効果についての検討を行なった。以下に得られた成果を要約する。

温度効果について

- 1) 反応速度定数の温度係数 θ は、 k_{11} については下水の汙液中の基質と生汚泥からの基質とでは大差ない。他はこれより若干大きい値であった。橋本ら²⁶⁾は θ について数多くのものをまとめて示している。本節のものと直接に比較はできないが、10~30℃の範囲で1,050前後の値が多く、この意味で得られたものと大差ない。各定数の Q_{10} を計算すると、 k_{11} は下水汙液で1.38倍、生汚泥からのもので1.47倍、DNAの自己分解速度定数 k_3 は1.57倍、 k_{12} は1.71倍、 k_2 は1.83倍であった。

濃度効果について

- 2) 浮遊性基質の加水分解速度定数 k_2 についての濃度効果をRNAの濃度効果として定式化し、 k_{12} についても同様の定式化を行なった。
- 3) 活性汚泥の空曝気過程で溶出される溶解性難分解性CODは浮遊性基質の加水分解過程で放出されるとして、その溶出過程を定式化した。

これらの結果、前節で示したモデル式を修正した形のものとなるが新たなモデル式を得、これによって水温10～30℃で、返送汚泥を含めて通常の活性汚泥プロセスで現出するレベルの活性汚泥濃度での有機物質浄化反応を検討しうることが可能となった。

なお、溶解性基質COD除去速度定数 k_{11} 、浮遊性基質COD加水分解速度定数 k_2 は前節で得たものに比して約1/2の大きさであったが、有機物質の化学成分の違い等による基質と活性汚泥との親和性の違いがあったものと解せる。これらに対して、溶解基質プール中の溶解性基質COD代謝速度定数 k_{12} 、DNAの自己分解速度定数 k_3 、RNAの分解速度定数 k_4 はわからない。

第6節 要約

本章では、活性汚泥微生物の資化可能性において溶解性有機物質と大差のない下水中の浮遊性有機物質の代謝を中心として、都市下水中の有機物質の活性汚泥による代謝について検討を加えた。以下に得られた成果を要約する。

第2節では都市下水と活性汚泥を用い、酸素消費とCODの収支とから浮遊性有機物質の代謝の量の把握に努めた。

- 1) 粒径で分画した有機物質を投与したバッチテストでは、1.2～53 μm と53～250 μm の浮遊性有機物質が21時間の曝気時間でともに1回の投与量の20%前後無機化した。
- 2) 0.06～0.19 g COD/g 系内MLSS・日の負荷で余剰汚泥引き抜きをしない条件で都市下水の連続処理を行なうと、10日間で、除去CODの約33%が汚泥に転換され、残り約67%が代謝無機化された。無機化の程度を無機化COD/除去CODであらわすと、各1日あたり、P-CODで0.20～1.82、T-CODで0.31～1.42であった。

1)、2)で示した結果は実験条件がことなり、統一的に解釈することは困難であるが、下水中の浮遊性有機物質が活性汚泥プロセスの中で無視しえない量の代謝をうけている可能性が示唆される。

第3節では、このような事実を評価する浄化モデルを検討するうえで不可欠となる活性汚泥の量と質を表わす指標の検討を実験と文献考察とから行なった。この結果、活性汚泥中の生物量については死細胞のものも計量するがDNAを用い、生物活性についてはrRNA、tRNA、mRNAの機能の異なるものをすべて含むことになるが、RNAを用いることとした。また、全有機物質量の把握には重クロム酸カリウム法によるCODを用いることとした。

第4節では、DNA、RNA、CODを指標として、種々の条件下で回分式実験を行ない浮遊性基質の加水分解を含めた有機物質浄化過程のモデル化とパラメータ値の決定とに努めた。

- 1) ここで使用したかぎりの活性汚泥については、DNA/0.03で生物性CODを、また、活性汚泥のCODからこれを引いたものを浮遊性基質CODと定義した。
- 2) 新たに定量することを可能にした浮遊性基質CODも含めた有機物質の浄化過程に対して得られたモデル式とパラメータ値を用いて計算によるシミュレーションを試みたところ、大略実測値の説明ができ、モデルの妥当性が確認できた。
- 3) この結果、浮遊性基質の加水分解速度定数は溶解性基質の代謝速度定数に比して1オーダー小さい

ことを明らかにしえた。

第5節では第4節のモデルの広範な条件下での適用を期して、反応速度定数の温度効果や反応速度に与える活性汚泥の濃度効果について検討した。

- 1) 温度効果については、考えている反応のすべてについて、 $T^{\circ}\text{C}$ の反応速度定数を K_T とすると、 $K_T = K_{20} \theta^{(T-20)}$ で表わされることを確認するとともに K_{20} 、 θ を明らかにした。
- 2) 濃度効果については、加水分解速度定数 k_2 と溶解性基質の代謝速度定数 k_{12} にRNAの濃度効果を加味した定式化を行なった。

参考文献

- 1) 宗宮功, 河村清史, 大塚浩正, 「活性汚泥による都市下水中有機物質の代謝に関する研究(I)——都市下水中有機物質の代謝性の評価——」下水道協会誌 Vol.17, No.195 (1980)
- 2) APHA, AWWA, WPCF, "Standard Methods for the Examination of Water and Waste Water" 13th ed. (1971)
- 3) 日本下水道協会, 「下水試験方法」(1974)
- 4) 山田春美, 河村清史, 河野哲郎, 「重クロム酸カリウムによるCODについて」水処理技術 Vol.14, No.12 (1973)
- 5) 宗宮功, 河村清史, 安福秀章, 「活性汚泥による都市下水中有機物質の代謝に関する研究(II)——都市下水中有機物質の代謝速度の検討——」下水道協会誌 Vol.17, No.196 (1980)
- 6) EPA, "Operational control procedures for the activated sludge process, part III A Calculation procedures" (1973)
- 7) Clark L. Weddle and David Jenkins, "The Viability and Activity of Activated Sludge" Water Research Vol.5 (1971)
- 8) 多くの検討結果をまとめたものとして次のものがある。
金子光美, 「活性汚泥の生物量と活性度」微生物生態研究会編「微生物の生態3 増殖をめぐる」学会出版センター (1976)
金子光美, 「活性汚泥の微生物活生とその評価に関する研究」京都大学学位論文 (1974)
- 9) 玉虫文一他7名編, 「岩波 理化学辞典 第3版」岩波書店 (1971)
- 10) 太田次郎, 「細胞生物学」裳華房 (1971)
- 11) 例えば, 吉川寛, 「細菌における細胞周期」日本動物学会編「現代動物学の課題6 細胞周期」学会出版センター (1976)
- 12) A. L. Lehninger 著, 藤本大三郎ほか訳, 「生命とエネルギーの科学(第2版)」化学同人 (1973)
- 13) Patrick L. Brezonik and James W. Patterson, "Activated Sludge ATP: Effects of Environmental Stress" 出所不明
- 14) 野北舜介, 矢萩獺夫, 渡辺昭二, 「回分処理における活性汚泥性状の経時変化」第14回下水道研究発表会講演集 (1977)

- 15) 野北舜介,「活性汚泥プロセスの数式モデルと自動制御に関する研究」京都大学学位論文(1979)
- 16) L. Hartmann and G. Laubenberg, "Toxicity measurements in activated sludge" J. Sani. Engng. Div. Proc. ASCE (1968)
- 17) 滝口洋,「産業廃水の生物処理(Ⅰ)——活性汚泥法における水温影響」水処理技術 Vol.12, No.5 (1971)
- 18) J. M. Symons and R. E. McKinney, "The biochemistry of nitrogen in the synthesis of activated sludge" S I W (1958)
- 19) E. J. Genetelli, "DNA and nitrogen relationships in bulking activated sludge" J. WPCF Vol.39, No.10 (1967)
- 20) 内藤正明,「活性汚泥水処理プロセスの定式化と最適化に関する研究」京都大学学位論文(1969)
- 21) 合田健, 宗宮功, 津野洋, 「基質除去ならびに代謝に関する動力学モデル」土木学会論文報告集第213号(1973)
- 22) W. H. J. Hattingh and M. L. Siebert, "Determination for the deoxyribonucleic acid (DNA) content of anaerobic sludge" Water Research Vol.1 (1967)
- 23) 水野重樹,「核酸の一般的分離・定量法」東京大学出版会(1974)
- 24) K. Burton, "A study of the condition and mechanism of the diphenylamine reaction for the colorimetric estimation of deoxyribonucleic acid" J. Biochem. 62 (1955)
- 25) M. L. Morse and C. E. Carter, "The Synthesis of Nucleic Acids in Cultures of Escherichia coli, Strains B and B/R" J. Bacteriol. Vol.58 (1949)
- 26) 橋本奨, 鳥山明夫, 「活性汚泥法の浄化機能に及ぼす水温の影響に関する動力学的研究(第2報)」下水道協会誌 Vol.14, No.161 (1977)

第4章 パイロットプラントによる都市下水処理の実験的検討

第1節 概説

本章では、都市下水を処理する過程においてDNA、RNAあるいは浮遊性基質がどのように挙動するかを実験的に把握した。すなわち、都市下水を連続的に処理するパイロットプラントを用いて、下水の曝気から活性汚泥を生成する過程を含めた約4ヶ月間の処理実験、短期間ではあるがMLSS一定制御下の処理実験を行ない、水質ならびに活性汚泥の性状の把握と、これらをもとにした物質収支の検討を行なった。

さらに、ここで行なった処理実験を前章で展開したモデル式の検証の場として、シミュレーションを試み、実測データとの関連をみた。また、シミュレーションによって、活性汚泥システムにおける浮遊性基質代謝の効果、水量・水質変動の効果などの検討を行なった。

第2節 パイロットプラントによる都市下水の処理実験^{1),2)}

2-1 実験方法

2-1-1 実験装置と採水条件

0市終末処理場流入下水を京都大学工学部衛生工学教室水質汚濁シミュレーション設備内の活性汚泥法パイロットプラントに導水し、処理実験を行なった。実験は生物学的硝化脱窒を含んだ窒素の挙動の検討も含めて、活性汚泥生成過程の検討と活性汚泥濃度制御下でのプラントの機能評価とを行なった。

実験装置ならびに容

量、採水地点を図4-1

1に示す。流入水流量

は $1\text{ m}^3/\text{hr}$ を返送汚泥

流量は $2\text{ m}^3/\text{hr}$ を目標

とした。図4-1に示

すごとく脱窒槽を設け、

返送率を200%にしたことは炭素源、アルカリ剤無添加での生物学的硝化脱窒の検討を加えるためであったが、窒素の挙動については第6章でふれる。

実験条件を表4-1に示す。実験は1978年6月22日から10月22日までの4ヶ月間のRun Iと、1979年10月30日から12月4日までの約1ヶ月間のRun IIとからなる。

Run Iでは、下水の曝気からはじめて汚泥濃度を高め、その後汚泥濃度を制御した。なお、6月22日から7月13日までは返送ポンプからの漏水があり、余剰汚泥引き抜き効果となった。7月14日から25日までは漏水もなく、余剰汚泥引き抜きもおこなわず活性汚泥の蓄積に努めた。その後は適宜、

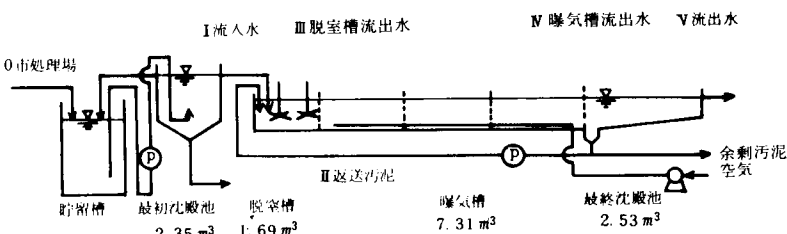


図4-1 実験装置概要図と採水地点

表4-1 実験条件及び採水条件

期	間	脱窒槽	余剰汚泥 引き抜き	実測流量 (m ³ /hr)		曝気槽 MLSS(mg/ℓ)	採水点		サンプル I 13時 IV 16時 V 17時	DO測定時刻	採水条件		水温測定時刻
				流入水	返送汚泥		採水地点	pH測定時刻					
Run I	6/22～7/13	有	無 ^{a)}	0.77～1.01 (0.97)	c	308 (6/22) ～528 (7/13)	I, IV, V			I, III IV 16時	I 13時 IV 16時	曝気槽中央 16時	
	7/14～7/25	"	"	0.83～1.05 (0.96)	c	596 (7/14) ～2760(7/25)	"	"	"	"	"	"	
	7/26～8/3	"	有	0.83～0.94 (0.91)	c	3300 (7/26) ～1688 (8/3)	"	"	"	"	"	"	
	8/4～8/10	"	"	0.91～0.99 (0.97)	1.98～2.06 (2.03)	2028～3068 ^{b)} (2369)	I～V	8,12,16,20,24時 を等量コンボット	I, III, IV 16時	"	"	"	
	8/11～9/1	"	"	c	c	3268 (8/14) ～4544 (8/31)	I, IV, V	I 13時 IV 16時 V 17時	I, III, IV 16時	"	"	"	
	9/2～9/8	"	"	0.81～1.01 (0.94)	1.95～2.08 (2.04)	3921～4711 ^{b)} (4276)	I～V	8,12,16,20,24時 を等量コンボット	I, III, IV 16時	"	"	"	
	9/9～9/25	"	"	c	c	4784 (9/14) ～4912(9/24)	採水せず						
	9/26～9/27	"	無	0.94～1.02 (0.97)	1.11～1.86 (1.36)	4800～5664 ^{b)} (5221)	I～V	e	I, III, IV 16時	I 13時 IV 16時	曝気槽中央 16時		
	9/28～10/17	無	有	c	c	4704 (10/3) ～4940(10/16)	採水せず ^{d)}						
	10/18～10/22	"	"	0.97～1.00 (0.99)	1.95～2.02 (1.99)	3908～4510 ^{b)} (4222)	I～V	8,12,16,20,24時 を等量コンボット	I, III, IV 16時	I 13時 IV 16時	曝気槽中央 16時		
Run II	10/30～11/7	有	無	0.60～1.09 (0.86)	1.79～2.08 (2.00)	2293 (10/30) ～4755(11/7)	I～V	13時	13時	13時	曝気槽中央 13時		
	11/8～11/18	"	有	0.63～1.12 (0.93)	1.64～2.12 (1.96)	3238～4783 ^{b)} (3981)	"	"	"	"	"	"	
	11/19	"	汚泥を一度に引き抜き、下水を満水面まで注入										
	11/20～12/4	"	有	0.63～1.26 (0.95)	1.57～2.16 (1.96)	1633～2653 ^{b)} (2056)	I～V	13時	13時	13時	曝気槽中央 13時		

a : 返送ポンプからの水もれの時期がある。

b : 上段は最低~最高、下段は平均

c : 流入水流量1.0m³/hr, 返送汚泥流量2.0m³/hrを目標にして調整したが

実測値を記録せず

d : IIIのMLSSを時たまま測定した。

e : I, IIを同時採水, III, IV, Vは理論滞留時間, すなわち, 34分, 3時間, 3時間50分後に採水し, 各3時間分を等量コンボット

余剰汚泥の引き抜きを行なった。

8月4日～10日，9月2日～8日，10月18日～22日は，窒素化合物の物質収支による検討を目的としてⅠ～Ⅴの5ヶ所で8時間おきに1日3回の採水を行ない，採水地点ごとに等量コンポジットしてサンプルを得た。その他については，流入水(Ⅰ)，曝気槽流出端混合液(Ⅲ)，流出水(Ⅴ)の3つについて1日1回の採水で得たものをサンプルとした。

1日3回の採水はいづれの地点も0時，8時，16時とした。1日1回の採水については，あとのべるが，流入水質，流出水質の平均水質出現時刻と各槽の理論的滞留時間とから流入水を13時に，曝気槽流出端混合液を16時に，流出水を17時に採水した。

Run Ⅱでは，実験開始までは十分な維持管理を行なっておらず，本来，最初沈殿池で沈降分離すべき浮遊物質の混入などがあった。実験に先だつ約10日前から十分な維持管理と汚泥濃度の調整を行なった。実験期間中に2度の汚泥濃度制御下の検討を行なった。なお，採水は滞留時間の考慮はなさずすべて13時とした。また，Run Ⅱに先だつて10月29日から30日にかけて流入水質の時間変動を調べた。

採水時刻の決定は以下の検討によった。

過去に同一プラントを用いて得た2時間あるいは3時間のコンポジットサンプルによる3回の日変動データ³⁾のうち，流入水と流出水のアンモニア性窒素，COD，ケルダール窒素，アルカリ度について各時刻の値 X_{Rit} を推定した。ここで，添字 R は実験番号を， i は水質項目を t は時刻を示す。これより，3つのRun，4つの水質項目ごとに時間平均値 $\overline{X_{Rit}}$ を求め，無次元化した平均値からの各時刻の水質濃度のへだたりを次式で計算した。

$$X_{Rit} = \left(\frac{X_{Rit} - \overline{X_{Rit}}}{\overline{X_{Rit}}} \right)^2 \quad (4-1)$$

ついで，各時刻ごとに3つのRun，4つの水質項目の X_{Rit} の和 X_t をもとめて，各時刻の平均的な値からのへだたりとした。

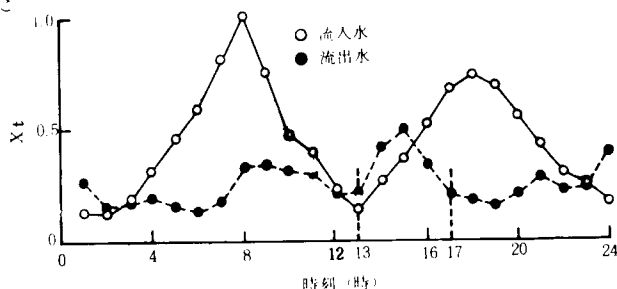


図4-2 流入水，流出水の X_t の経時変化

X_t を時刻 t に対してプロットすると図4-2をうる。これより，流入水は13時と24時～1時ごろに最小となり，平均的な水質が得られることが予想される。また，流出水については2時～7時，17時～20時ごろに最小となる値が存在していることが予想される。

以上の事実と採水の便，さらには流入水と返送汚泥の合計流量 $3.0\text{m}^3/\text{hr}$ に対する理論的滞留時間が，脱窒槽と曝気槽あわせて3時間，最終沈殿池が51分であることから，前述のように流入水を13時に，曝気槽流出端混合液を16時に，流出水を17時に採水した。

2-1-2 分析項目と分析方法

分析項目はCOD，DNA，RNA，窒素化合物の水質項目と水温，pH，DOの環境因子としたが，窒素化合物については第6章で示す。分析方法については，表3-6と同じである。また，DOは下

水試験方法⁴⁾のウインクラーアジ化ナトリウム変法、pHはpH計、水温はアルコール温度計によった。
また、SSはフィルター法によった。

2-2 実験結果と考察

2-2-1 環境因子

生物反応にとって重要な環境因子である水温、pH、DOの結果を図4-3に示す。

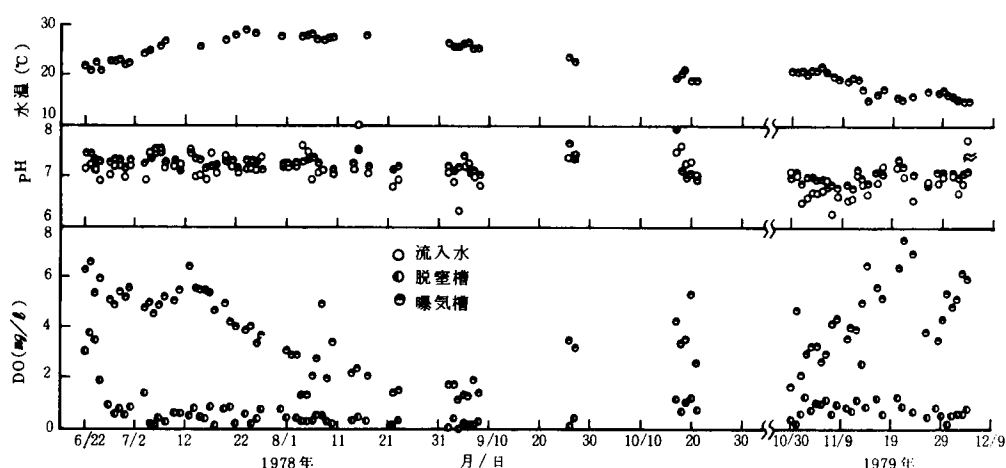


図4-3 環境因子の経日変化

なお、脱窒槽のDOは、流出端から約50cmはなれた位置のほぼ真中の水深の水についてのものであり、サイフォンでゆっくり採水した混合液の静沈後水について測定した。また、曝気槽のDOは流出端の表面付近の混合液の静沈後水での値である。

(1) 水温

Run Iは初夏から秋にかけてであり、17.0~28.8℃と水温の変化が大きく、約12℃の差があった。Run IIは秋から初冬にかけてであり、21.8~15.0℃と7℃程度の差があった。前章でみたように生物活性に差が生じることが予想されるが、基質除去にはとくに問題を生じなかった。

(2) pH

Run Iにおいては、流入水において、最高8.02、最低6.34という値がみられたが、大半は7前後か弱アルカリ性であり、曝気槽混合液では6.94~7.70の範囲にあり、おおむね7.3前後にあった。Run IIでは、流入水において、特異的な12月4日の8.83を除くと、6.26~7.18で弱酸性の傾向にあり、曝気槽混合液では6.78~7.33の範囲で7前後が多い。生物反応にとってとくに問題ない。

(3) DO

脱窒槽においては、Run I、Run IIとも1mg/l以下にある場合が大半であるが0にまで低下することはほとんどない。これに対して曝気槽では大半は2mg/l以上あった。Run Iの10月は脱窒槽も曝気槽として曝気したが、これ以外では7.3m³の曝気槽に全面曝気に近い形で約60m³/hrの空気を投入した。

実験期間中、Run I で8月6日～10日、9月5日～8日、10月18日～22日の3期間とRun IIで11月10日～17日、11月28日～12月4日の2期間において、Run I では16時に、Run II では13時に脱窒槽、曝気槽流入端、同中央、同流出端の4ヶ所のD Oを測定したが、図4—4に結果を示す。流下方向に向かうにつれて高くなり、前述のように曝気槽流出端では最も低い場合の平均でも2mg/ℓ程度のD Oがあり、同流入端でも1mg/ℓ程度はみとめられた。

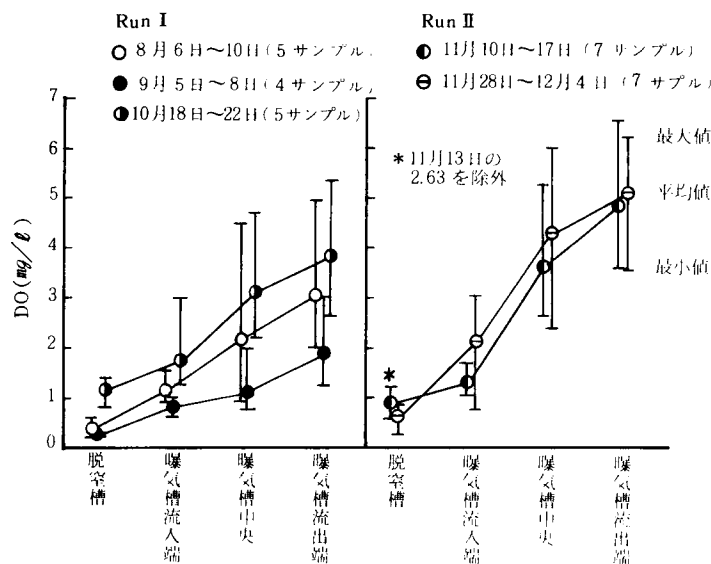


図4—4 D Oの流れ方向の変化

2—2—2 流入水質

(1) 時間変動

Run IIの実験に先だって行なった24時間の時間変動の結果を図4—5に示す。

CODのうち溶解性のものは朝方一時低いが全般的にみておきな変化はなく、平均85.3mg/ℓであった。T—CODの変動はSSの変化からわかるように主として浮遊性COD

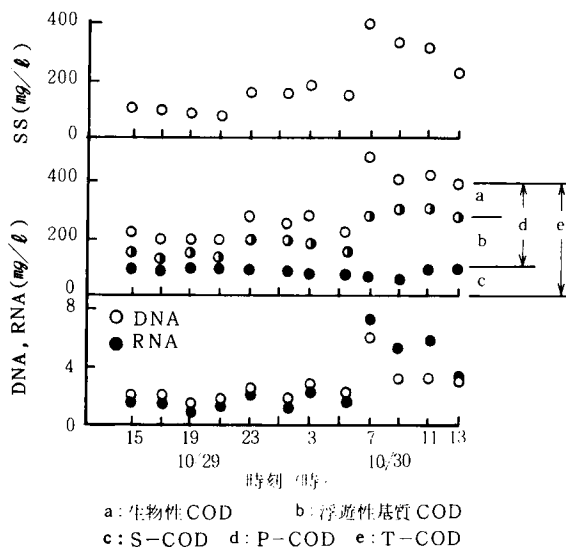


図4—5 流入水質の時間変化

(P-COD)の変動に依存し、とくに浮遊性基質COD変動に依存している。DNAはあまり大きな変化がないがRNAはSS成分が高い時に高い傾向を示す。

以上、溶解性COD (S-COD) は大きな変化がないのに比して、P-CODの変化は大きく、かつ組成のちがいがみられる。

なお、この例では、13時の値と平均値との比はSS, T-COD, S-COD, P-COD, DNA, RNAの順で1.20, 1.30, 1.11, 1.37, 1.15, 1.14であり、13時の値が若干高い。

(2) 経日変化

Run I, Run IIのT-COD, S-COD, SSの経日変化を図4-6に示す。これには流出水の変化もあわせて示す。また、DNA, RNAの経日変化を図4-7に示す。

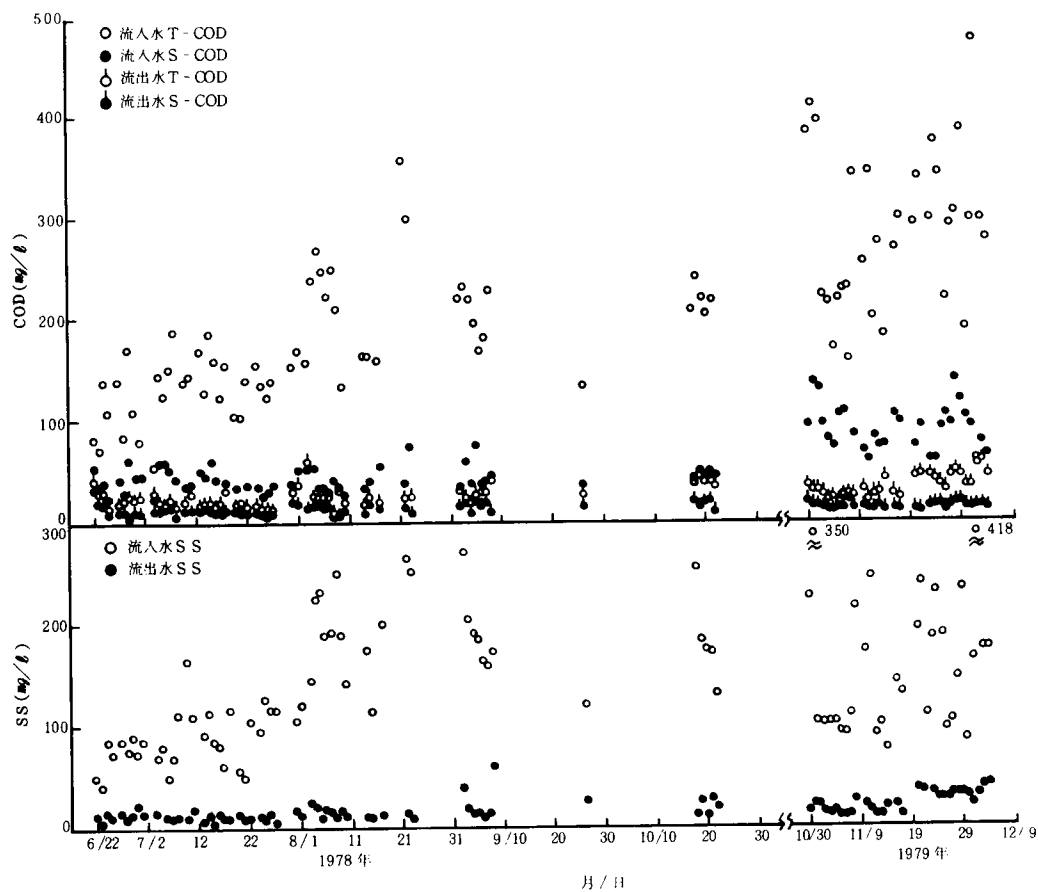


図4-6 流入水、流出水のCOD, SSの経日変化

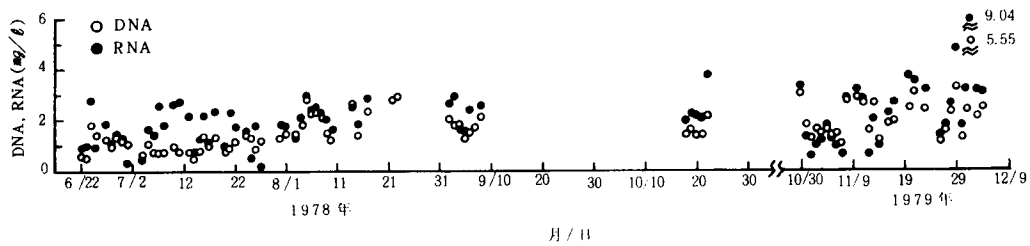


図4-7 流入水のDNA, RNAの経日変化

Run I では、T-COD で100~200mg/l に大半があり、S-COD は50mg/l 前後かそれ以下であった。Run II では変動幅が大きい、T-COD は300mg/l を中心とし、S-COD は100mg/l 前後にあって、Run I より総体的に高くなっている。いずれもSSの変動からも明らかであるが、T-CODの変動は主としてP-CODの変動に依存しており、本パイロットプラントでは、量ならびに変動に対してP-CODの寄与が大である。

ついで、生物量を示すDNAと生物活性を示すRNAについてみると、死細胞の分を含んでいると思われるが、Run I でDNAが0.5~2.0mg/l, RNAが1.0~3.0mg/l程度、Run II でDNAが1.5

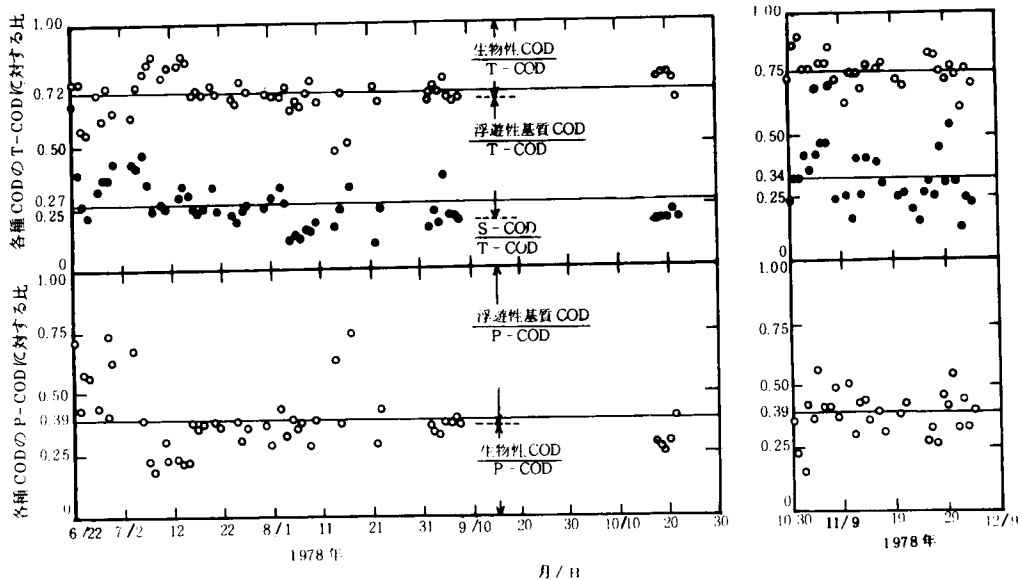


図4-8 流入水中の各種CODの割合の経日変化

～2.5mg/ℓ，RNAが1.0～3.0mg/ℓ程度と無視しえない濃度で存在している。

流入する有機物質組成をS-COD，生物性COD（=DNA/0.03），浮遊性基質CODのT-CODに対する比，あるいは生物性CODのP-CODに対する比で評価し，その変化を図4—8に示す。

部分的には大きな変動があるが，おおむね横線で示した平均値のまわりにある。全データの平均でみると，Run Iでは，S-CODはT-CODの27%でP-CODが73%と圧倒的に多かった。また，生物性CODはT-CODの28%を占め，流入COD中の72%が基質であることがわかる。さらに，生物性CODはP-CODの39%を占め，P-CODの61%が浮遊性基質として計量された。Run IIではS-CODがいく分多く，T-CODの34%で，P-CODが66%であった。生物性CODはT-CODの25%とRun Iに比べて若干少なめであったが，生物性CODのP-CODに対する割合は39%でRun Iと同様であった。

以上より，年度によりCODの値にちがいはあるが，流入水中のCODの約30%がS-COD，残りの約70%のP-CODのうち約40%が生物性CODであり，これはT-CODの30%弱に相当することが明らかとなった。

なお，CODの除去については，脱窒槽を設けなかったRun Iの10月18日～22日と曝気槽MLSSを約2,000mg/ℓで維持したRun IIの11月20日～12月4日とで流出水のSSが高く，T-CODが，50mg/ℓ近くになるが，その他では20～30mg/ℓと低く，良好に除去されている。またS-CODは，ほぼ20mg/ℓ以下であった。ただし，表4—2 実験開始期のCOD除去率

(単位：%)

下水の曝気により活性汚泥の生成をはじめたRun Iの初期は表4—2に示すようにS-CODの除去が不十分でT-CODの除去率が低い。

項目 \ 月/日	6/22	23	24	25	26	27	28
T-COD	49.0	56.1	78.2	85.2	—	87.0	74.0
S-COD	33.9	28.1	50.0	64.5	—	71.9	66.2
P-COD	79.5	76.4	87.9	90.9	—	93.9	78.1

SSについては，100mg/ℓ弱から300mg/ℓ程度と大きな変動幅で流入するが，流出時には20mg/ℓをこえることは少なく非常に良好な除去成績であった。

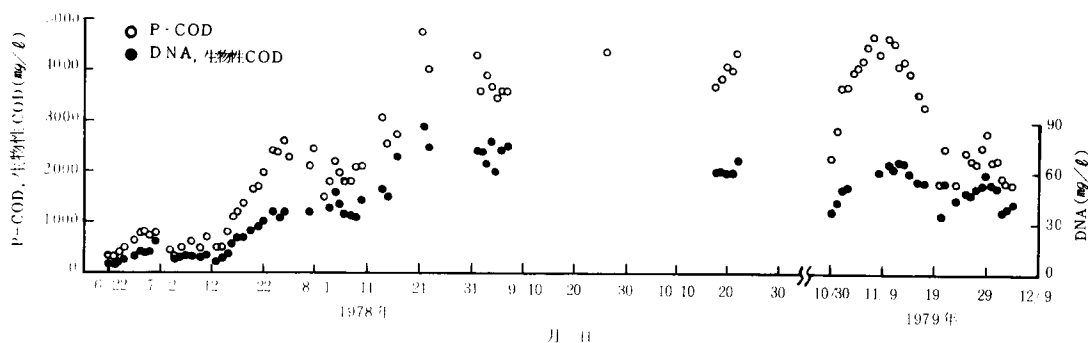


図4—9 曝気槽汚泥のP-COD，DNAの経日変化

2-2-3 曝気槽汚泥

システムでの活性汚泥の量ならびに質をみるために、曝気槽汚泥の性状を図4-9に示す。DNAのデータをCODスケールでよむと生物性COD濃度となる。

全体的な傾向として、P-CODの変化とDNAの変化が並行しているが、Run IIの後半ではP-CODの減少にもかかわらず、DNAの変化が小さく、図4-10に示すように、P-CODに対する生物性CODの割合が大きい。

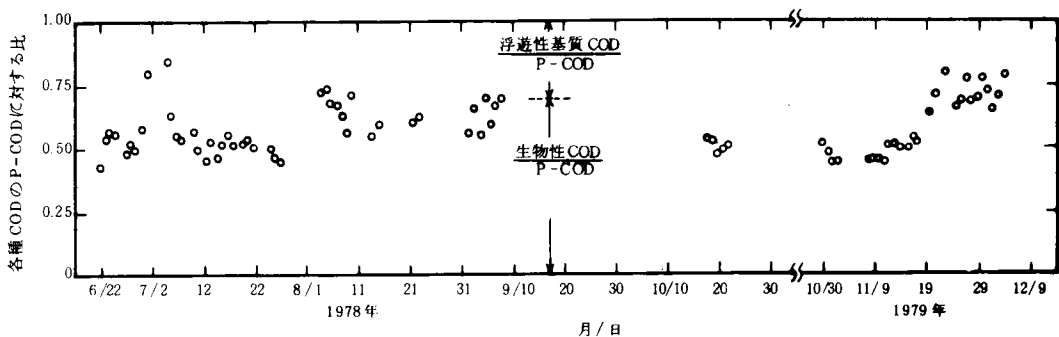


図4-10 曝気槽汚泥の各種CODの割合の経日変化

Run Iの7月はじめの80%程度、Run IIの後半の75%前後を除くと、P-CODの50%前後から65%前後を生物性CODが占めることが多い。残りが浮遊性基質CODとして計量される。図4-8に示したように、流入水中のP-CODでは平均で40%近くが生物性CODであったことと比較するとこの割合が増加している。曝気槽汚泥と流入水浮遊物質のDNA/P-COD比を図4-11に示すが、両者の生物含率の違いが明らかである。これで見ると、流入水中の浮遊物質ではおおむね0.01である

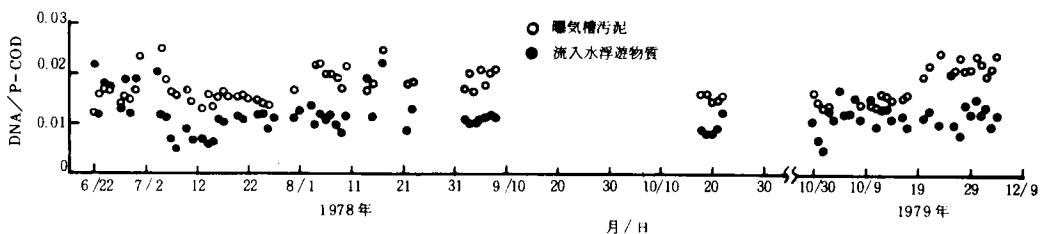


図4-11 曝気槽汚泥、流入水浮遊物質のDNA/P-CODの経日変化

のに対して、曝気槽の活性汚泥では、Run Iで0.02程度に、また、Run IIでは0.025近くまで上昇することがあった。なお、この比は最高値が0.03である。Run I、Run IIともに、実験初期の汚泥ため込みのとき低い。

同じく、浮遊物質の組成をみる意味でRNA/DNAを求め、時間に対してプロットしたものが図4-12である。

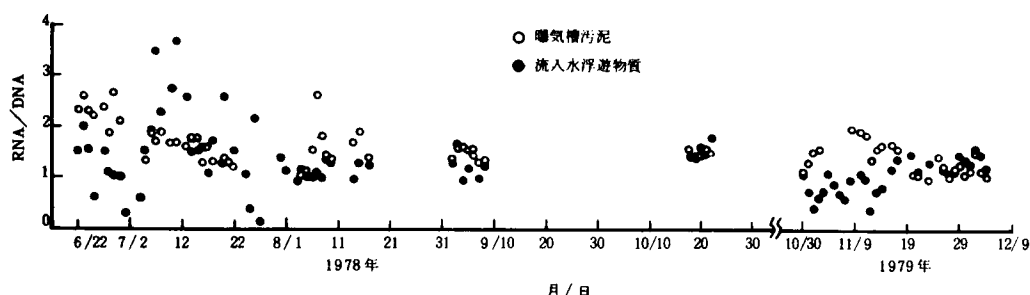


図4-12 曝気槽汚泥、流入水浮遊物質のRNA/DNAの経日変化

流入下水中の浮遊物質のRNA/DNAはばらつきが大きい。DNA/P-CODほどには明確ではないが、概して曝気槽汚泥のRNA/DNAに比して低い値である。

流入下水中の浮遊物質と曝気槽の活性汚泥を比較すると前者でも生物の存在は多いが、その含率は低く、かつ活性が低いとみなせる。

2-3 物質収支による有機物質代謝の検討

2-3-1 対象期間の水質特性

前項では、活性汚泥法パイロットプラントの運転データをもとに、DNA、RNA、浮遊性基質COD等の新たに導入している指標の挙動をみた。本項では、このうち、余剰汚泥引き抜きを行なわなかったRun Iの7月14日～25日、曝気槽活性汚泥濃度を約4,000mg/ℓのP-CODに維持を努めたRun IIの11月11日～17日、同じく約2,000mg/ℓのP-CODに維持を努めたRun IIの11月28日～12月4日の3期間について物質収支による有機物質代謝の考察を行なう。これらの3期間をNo.1、No.2、No.3とする。

流入水質、流出水質、除去率等を平均値で示すと表4-3のようになる。

表4-3 平均流入水質、平均流出水質と平均除去率

	流 入 水							流 出 水					
	T-COD	S-COD	$\frac{S-COD}{T-COD}$	P-COD	$\frac{P-COD}{T-COD}$	生物性COD	$\frac{生物性COD}{P-COD}$	T-COD	除去率	S-COD	除去率	P-COD	除去率
No.1	140.1mg/ℓ	37.7mg/ℓ	27%	102.4mg/ℓ	73%	35.6mg/ℓ	35%	16.5mg/ℓ	88.2%	11.2mg/ℓ	70.3%	5.3mg/ℓ	94.8%
No.2	258.2	82.4	32	175.8	68	68.0	39	27.8	89.2	11.8	85.7	16.0	91.0
No.3	318.6	93.5	29	225.1	71	92.7	41	47.1	85.2	14.9	84.0	32.2	85.7

流入水質は前述のようにRun IIはRun Iの約2倍あるが、有機物質組成はあまり違いがなく、かつ図4-8で示した各Runでの平均的組成と同様である。

除去率は、Run I の S-COD で流入水濃度が低く、70.3%と低い、この他では85%前後以上のものであった。流出水質ではRun II No.2 において P-COD の濃度が若干高いが、S-COD はいずれも良好であり、全般的に良好であった。

曝気槽汚泥については、No.1 では余剰汚泥の引抜きを行わず汚泥のため込みを行っており、図4-9 に示すように P-COD、DNA のいずれもが上昇している。

RNA は7月23日～25日にデータ欠如しているが、図4-12 に示したように、RNA/DNA すなわち単位生物量あたりの活性量が減少傾向にあった。

No.2、No.3 では、いずれも余剰汚泥引き抜き量が多く、各指標とも低下傾向にあったが、P-COD でみるとNo.2 は3,310～4,661mg/ℓ の範囲で平均3,969mg/ℓ であり、No.3 は1,763～2,828mg/ℓ の範囲で平均2,198mg/ℓ であった。平均的には目標とする活性汚泥濃度を維持した。

2-3-2 物質収支による系内反応について

No.1 ～No.3 の各期間の正味流入負荷量の累積値と系内での代謝による増減量とを図4-13 に示す。正味流入負荷量は流入水質 C_{in} (mg/ℓ) と流出水質 C_{out} (mg/ℓ) の差に、流入水流量 Q (m³/hr) をかけ、1日あたりに換算したものであり、式(4-2)で示す。

$$\text{正味流入負荷量} = 24 \cdot (C_{in} - C_{out}) \cdot Q \times 10^{-3} \text{ (kg/日)} \quad (4-2)$$

図4-13には、各種項目の代謝による増減量も示した。これは、初日の系内存在量に前記正味流入負荷量を逐次加算して得た代謝がないとした場合の2日目以降の推定存在量から対応する日の実測存在量を引いたものである。プラスは減少を示しマイナスは増加を示す。No.2、No.3 では推定存在量を求める段階で、余剰汚泥による減少量を差し引いている。このため、正味流入負荷量の累積値と系内増減量との差は、No.1 では系内でのたまりこみ量であるが、No.2、No.3 では余剰汚泥として系外へ出たものも含めたたまり込み量となっている。

なお、No.3 では、あとのシミュレーションのところでみるように、28日の系内存在量の値が低く、とくに生物性CODの生成を過大評価するきらいがあるため、29日を初日とした。

さらに、余剰汚泥流量は実測値が十分には把握できなかったため、同時に測定した保存物質であるリンの収支から逆算して求めた。また、系内存在量は、曝気槽濃度 Ca_{er} (mg/ℓ) に装置容量11.53m³ をかけたもので近似し、式(4-3)で示す。

$$\text{系内存在量} = 11.53 \cdot Ca_{er} \times 10^{-3} \text{ (kg)} \quad (4-3)$$

系内存在量算出の際、データ欠如している7月19日、22日については、前後の平均値から推定した。

S-CODは流入負荷量と系内での減少量とはほとんど同じであるが、P-CODは多量のたまり込みがある。このうち、浮遊性基質CODは代謝量の多いNo.2の場合においても流入負荷量の1/2近くがたまり込んでおり、その他の場合はさらに多くの割合のものがたまり込んでいる。

生物性CODつまりDNAについてはいずれの場合においても明らかに合成による増加がみとめられる。黒丸で示した増加量は実際は合成と分解の差であるが、大半が生細胞によるものであるのに対して、流入水中のDNAには多分に死細胞のものを含む可能性がある。このため両者のDNAをまっ

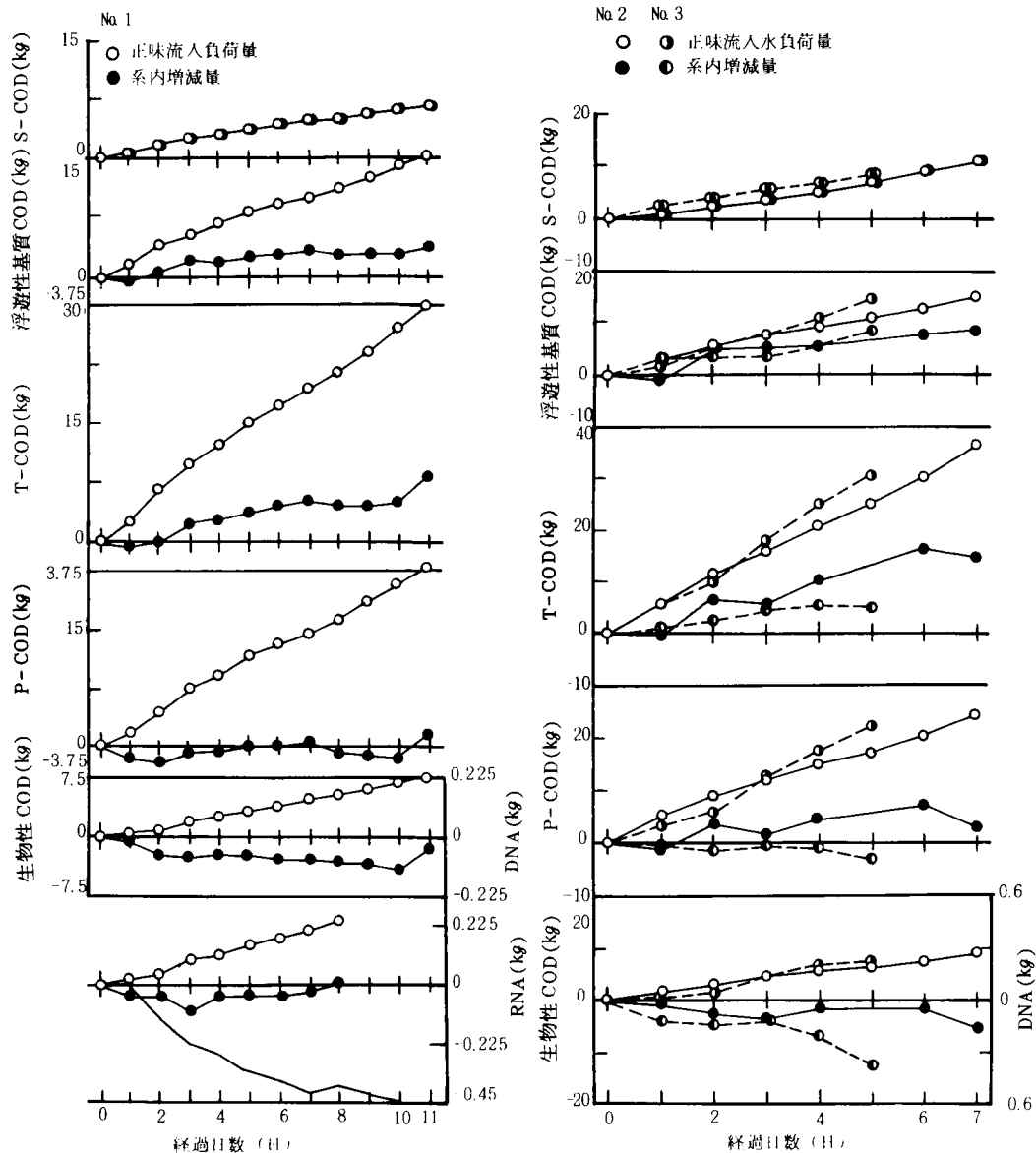


図4-13 各種項目の物質収支

たく同列に扱いきれないと思われるが、これを無視すると、この期間に増加したDNAの半分程度がそれ以上が流入水からの持ち込みとなり、都市下水処理系における下水由来の生物量の大きさが推察される。P-CODは浮遊性基質CODの減少と生物性CODの増加という2つの現象をたしあわせた変化をするが、No.1, No.3ではみかけ上ほとんど変化がない。活性汚泥濃度の高いNo.2では減少傾向にある。これらの結果、T-CODについてはNo.1, No.3で20~25%程度の代謝があり、No.2で50%前後の代謝があったことになる。余剰汚泥量に由来する誤差がないNo.1を例としてRNAの変化を図

4—13に示した。いく分の合成がみとめられたが、みかけ上は流入負荷量がたまり込んだようになっている。

同じくNo.1のデータをもとにして、合成DNA量/代謝COD量をもとめると、数値の安定した4日目以降では平均で0.013となった。自己分解を考慮すると真の合成量はいく分大きくなり、この比も若干上昇することも考えられるが、回分式実験でえた0.011~0.017の値に近い。RNAについて、合成RNA量/代謝COD量をもとめると回分式で得た0.05よりはるかに小さく、合成と同時に進行している分解の影響が大きい。ちなみに回分式実験でえた0.05を用いると、図4—13のようになる。

これら3つの期間での水質変化については第3節でのシミュレーションでさらに検討するが、流入負荷量と系内存在量の量的比較を以下に示す。

各種CODについて、系内存在量/正味流入負荷量を求めて図4—14に示した。この比をA値とするが、各種CODの滞留時間であり、P—CODについてはSludge Ageに近い。A値の大きさによって流入負荷量の系内量への影響の程度がわかる。

分母、分子とも1日1回のサンプルのデータに依っているため、ばらつきがあるが、A値の大きさは生物性COD、P—COD、浮遊性基質CODの順である。

浮遊性基質CODは2日以下という低い値の場合があるが、生物性CODは10日前後から20日程度であり、浮遊性基質CODの代謝、生物性CODの合成が明瞭である。

系内量は曝気槽流出端の値を用いているため、S—CODはとくに低く見積っている可能性があるが、S—CODを2倍としてもA値は非常に小さく流入負荷量の影響が非常に大きいことが推察される。

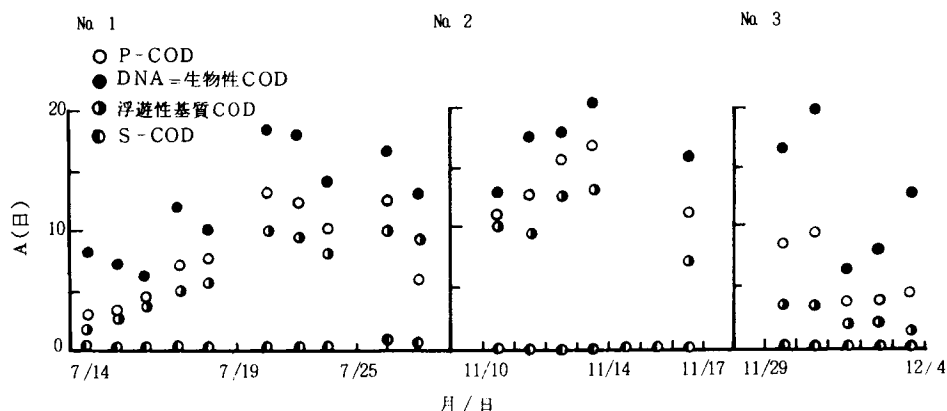


図4—14 A値の変化

2—4 まとめ

本章では、活性汚泥法パイロットプラントを用いた都市下水処理実験を行ない、流入水、曝気槽でのDNA、RNA、浮遊性基質CODの挙動を中心とした有機物質の挙動に検討を加えた。結果を要約す

る。

- 1) 前後2度に分けて行なった実験で流入水、曝気槽の有機物質の組成をみた。流入水ではT-CODがRun Iで100~200mg/ℓ, Run IIで300mg/ℓを中心に200~400mg/ℓであり、DNAがRun Iで0.5~2.0mg/ℓ, Run IIで1.0~3.0mg/ℓと大きく異なっていたが、S-COD, P-COD, 生物性CODのT-CODに対する割合、また、生物性CODのP-CODに対する割合はRunによって大きなちがいはなかった。すなわち、Run IではS-COD, P-COD, 生物性CODはT-CODの27%, 73%, 28%の平均値であり、生物性CODのP-CODに対する割合は39%であった。Run IIでは各々、34%, 66%, 25%, 39%であった。なお、RNAはRun I, Run IIともに1.0~3.0mg/ℓであった。
- 2) 流入水中のDNA, RNAは経時的に変化があるとともに1日の時間帯によっても変動があり、総じてP-CODの高い時に高い値を示した。
- 3) 曝気槽汚泥についてみると生物性CODのP-CODに対する割合は、Run Iの7月はじめの80%程度、Run IIの後半の75%前後を除くと、大半が50%前後から65%前後を占めていた。のこりが浮遊性基質CODである。
- 4) 流入水中の浮遊物質と曝気槽汚泥を比較するとDNA/P-CODは流入水中の浮遊物質で0.01かそれより若干高い程度であるのに対して、曝気槽汚泥では概して高く、Run Iで0.02程度、Run IIで0.025近くにまで上昇した。RNA/DNAは、DNA/P-CODほど明確ではないが、曝気槽汚泥における方が高く、単位生物量あたりの活性が高い。
- 5) Run Iで余剰汚泥引き抜きのない期間(No.1), Run IIで曝気槽P-COD濃度を約4,000mg/ℓ (No.2), 約2,000mg/ℓ (No.3) に保った期間において物質収支による有機物質代謝を検討した。DNAは系内でみかけ上生成される量に近いかそれ以上の量が流入下水に由来するものであった。浮遊性基質CODについては代謝量の多いNo.2の場合でも流入負荷量の1/2近くがたまり込んでおり、その他の場合においてはさらに多くの割合のものがたまり込んでいる。これらの結果、P-CODはNo.2では減少傾向にあるが、No.1, No.3ではみかけ上増減のない状態になった。
- 6) T-CODの変化量から代謝無機化率をみるとNo.2で50%前後あり、No.1, No.3では20~25%程度であった。
- 7) 例としてNo.1でのRNAの変化をみたが、みかけ上は流入負荷がたまり込んだ形になっている。合成量を代謝COD量の0.05倍として推定すると流入負荷量以上になり、みかけの値と比較して分解量の多いことが推察された。
- 8) 系内存在量/正味流入負荷量でみたA値は、DNA, P-COD, 浮遊性基質CODの順に高く、浮遊性基質CODで2日以下もあったが大半は数日~20日程度であった。S-CODは0.5日以下で、流入負荷変動がショックとして作用する可能性が大である。

第3節 都市下水処理のシミュレーションによる検討

3-1 はじめに

第3章において回分式実験をもとにして温度効果、活性汚泥の濃度効果をも含めた浄化反応のモデル式ならびにパラメータ値の設定を行ない、本章第2節では都市下水を連続処理する過程での流入水中有機物質、曝気槽汚泥の変化を把握した。ここでは、連続処理系でのモデルの適用性を検討する。

プラントでの水質の挙動を把握するには反応のモデルに加えて、装置の流動特性と最終沈殿池での汚泥の挙動とを定式化する必要がある。これらを以下に検討する。

3-2 装置の流動特性の検討

パイロットプラントの流動特性を把握するため、流入水流量 $1\text{m}^3/\text{hr}$ 、返送汚泥流量 $2\text{m}^3/\text{hr}$ の条件下で応答実験を試み、それをもとに流動を定式化した。

3-2-1 実験方法

NaCl約7kgを30ℓの水道水に溶解し、沈殿後下水の流入口付近に一時に投入し、図4-1に示した採水地点Ⅰ～Ⅴで5分～30分の間隔で採水した。これを東洋濾紙No.5Aで濾過した後に導電率を測定した。なお、測定値はNaClとの直線相関のある領域にあるため導電率で議論する。

3-2-2 実験結果

実験結果を図4-15に示す。

脱窒槽ではNaCl投入後、すみやかに導電率の上昇を示し、最高値に達した後片付数紙上ではほぼ直線的に減少している。約75分の後、返送汚泥の影響を受けはじめ、減少速度が低下する。曝気槽では、約2時間後にピークがみられる。さらに、約1時間後に、流入水、返送汚泥にピークがあらわれる。

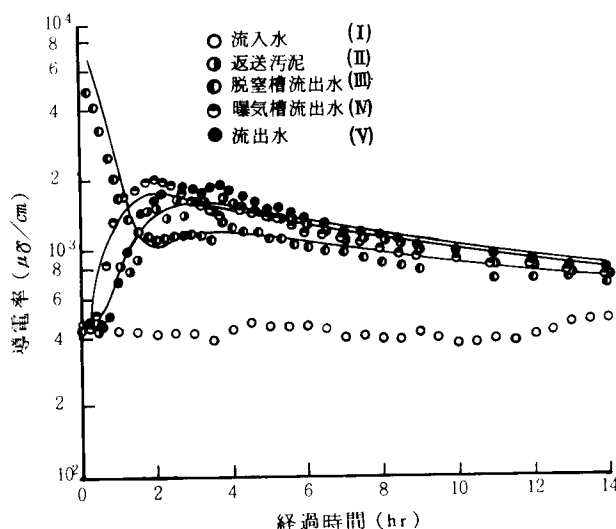


図4-15 流動実験結果

3-2-3 装置のモデル化

以上のトレーサの挙動をもとに装置のモデル化を試みる。脱窒槽は完全混合槽に近いが遅延がみられること、下水と返送汚泥の流入口付近に攪拌機を一台とりつけ、曝気槽に近い位置にもう一台の攪拌機をとりつけていることから、より小さい流入端側の完全混合槽と、のこりの容積の完全混合槽を考えた。

曝気槽は槽列モデルとし、試行錯誤によって同一容積 3.66m^3 の2槽を考えた。また、最終沈殿池は

流入水流量と返送汚泥流量に応じた容積をもつ上澄水ゾーンと汚泥ゾーンを考えた。すなわち、上澄水ゾーンには最終沈殿池容積 2.53m^3 に流入水流量/(流入水流量+返送汚泥流量)

表4—4 パイロットプラント流動モデル

脱窒槽第1槽	$V_{(1)} \frac{dC_{(1)}}{dt} = Q C_{(0)} + R C_{(6)} - (Q + R) C_{(1)}$
脱窒槽第2槽	$V_{(2)} \frac{dC_{(2)}}{dt} = (Q + R) (C_{(1)} - C_{(2)})$
曝気槽第1槽	$V_{(3)} \frac{dC_{(3)}}{dt} = (Q + R) (C_{(2)} - C_{(3)})$
曝気槽第2槽	$V_{(4)} \frac{dC_{(4)}}{dt} = (Q + R) (C_{(3)} - C_{(4)})$
最終沈殿池上澄部分	$V_{(5)} \frac{dC_{(5)}}{dt} = Q (C_{(4)} - C_{(5)})$
最終沈殿池汚泥堆積部分	$V_{(6)} \frac{dC_{(6)}}{dt} = R (C_{(4)} - C_{(6)})$

である $1/3$ をかけた値 0.84m^3 を与え、汚泥ゾーンはのこり 1.69m^3 とした。

以上の条件下で、脱窒槽第1槽容積

Q : 流入水流量, R : 返送汚泥流量
 $C_{(0)}$: 流入水導電率 ($\mu\text{S}/\text{cm}$)
 $V_{(1)}$: 脱窒槽第1槽容積 (m^3)
 $C_{(1)}$: 脱窒槽第1槽導電率 ($\mu\text{S}/\text{cm}$)
 $V_{(2)}$: 脱窒槽第2槽容積 (m^3)
 $C_{(2)}$: 脱窒槽第2槽導電率 ($\mu\text{S}/\text{cm}$)
 $V_{(3)}$: 曝気槽第1槽容積 (m^3)
 $C_{(3)}$: 曝気槽第1槽導電率 ($\mu\text{S}/\text{cm}$)
 $V_{(4)}$: 曝気槽第2槽容積 (m^3)
 $C_{(4)}$: 曝気槽第2槽導電率 ($\mu\text{S}/\text{cm}$)
 $V_{(5)}$: 最終沈殿池上澄部分容積 (m^3)
 $C_{(5)}$: 最終沈殿池上澄部分導電率 ($\mu\text{S}/\text{cm}$)
 $V_{(6)}$: 最終沈殿池汚泥堆積部分容積 (m^3)
 $C_{(6)}$: 最終沈殿池汚泥堆積部分導電率 ($\mu\text{S}/\text{cm}$)

を未知数とし、ここに投入したNaCl量をこれで除した値に相当する導電率を与え、脱窒槽第1槽の初期値とした。他の槽では流入水と流出水の導電率の平均値を初期値として与え、流入水については実測値をいくつかの直線近似で与えて、Runge-Kutta-Gill法によって表4—4に示した式の数値解を得た。脱窒槽第1槽の容積をいくつか与え試行錯誤的に計算した。その結果、この容積を 0.5m^3 とし、脱窒槽 1.69m^3 ののこり 1.19m^3 を脱窒槽第2槽の容積とした。このときのシミュレーション結果を図4—15に実直線でしめた。脱窒槽での初期の値に実測値と大きなズレがあるが、これは高濃度のNaClが低部に入りこみ、サンプリング場所で相対的にうすい濃度であったものと思われる。その他ピーク高さを十分に表現しきれていない等の問題点はあるが全体の傾向を説明しえた。

3—3 最終沈殿池での活性汚泥のとりあつかい

前項では装置の流動特性として水の流れについてのべたが、固液分離を行なう最終沈殿池では、水と異なった動きをする活性汚泥のとりあつかいについて検討を必要とする。

一般に、流動状態下の活性汚泥の沈降、濃縮過程を定式化することは困難である。

ここでは、上澄水ゾーンと汚泥ゾーンとが流入水流量と返送汚泥流量の比に配分されるという前項の仮定をもとに活性汚泥の動きをモデル化する。すなわち、図4—16に示すように、 $(Q-W)$ の水量が n 槽の上澄水ゾーンの1番目に入り、ここで活性汚泥は汚泥濃度に従って沈降除去されとする。残余のものは、つぎつぎと槽を経て同様に一次反応に従って沈降除去され、除去されたものは $(R+W)$ の水量で V_2 に入った曝気槽汚泥と完全混合されるものとする。 V_1 、 V_2 の容積は前項の $V_{(5)}$ 、 $V_{(6)}$ である。

第 i 槽の汚泥の収支は汚泥の沈降速度を $k(1/\text{hr})$ とすると式(4—4)となり、 V_2 の汚泥の収支は式(4—5)となる。

3-4 実測値のシミュレーション

流動のモデル式と反応のモデル式を用いて、各槽、各水質項目の物質収支式をつくり、Runge-Kutta-Gill法による数値計算によりシミュレーションをこころみた。対象は第2節に示したNo.1～No.3の3つの期間とする。

シミュレーションにあたっては、さらに、脱窒槽と最終沈殿池での反応の取りあつかいが問題となる。両槽ともDOが存在する反面、脱窒が生じており、好気性の生物反応と嫌気性の生物反応が生じているとみなせる。

溶解性基質CODの除去は、自身の濃度と溶解性基質プールの不飽和度のみに依存していると考えているため、曝気槽でと同様の現象が生じていると考えた。その他の基質、DNA、RNAの変化については、曝気槽での反応の一定割合の速度で反応がおこると考えた。溶存酸素濃度がかかわってくる基質代謝に関する速度についてはa倍を、嫌気的な状況下でも生じているだろうと思われるDNA、RNAの分解の速度についてはb倍を考える。ともに0から1.0の間の値で、いくつかの組みあわせで、No.1を例として検討した。aを大きくすると浮遊性基質CODが小さくなりすぎ、bを大きくするとDNA、RNAが小さくなりすぎる。結果としてa=0.1、b=0.5を仮定した。

浄化モデル式に用いた諸係数値を表4-5に示すが、これらは以下のように定めた。反応速度定数は

表4-5 シミュレーションにおけるパラメーター一覧表

記号	意味	単位	No.1	No.2	No.3
$k_{11}^{a)}$	溶解性基質COD除去速度定数	1/hr	1.22	0.56	0.53
k_{12}	溶解性基質プール中の溶解性基質COD代謝速度定数	1/RNAmg/ℓ・hr	1.27×10^{-2}	0.77×10^{-2}	0.70×10^{-2}
k_2	浮遊性基質COD加水分解速度定数	1/RNAmg/ℓ・hr	1.04×10^{-3}	0.40×10^{-3}	0.36×10^{-3}
k_3	DNAの自己分解速度定数	1/hr	1.49×10^{-3}	1.02×10^{-3}	0.94×10^{-3}
k_4	RNAの分解速度定数	1/hr	2.68×10^{-2}	1.77×10^{-2}	1.64×10^{-2}
α	代謝COD量の合成DNA量への換算係数	—	0.013	0.013	0.013
β	代謝COD量の合成RNA量への換算係数	—	0.06	0.06	0.06
γ	自己分解期のRNA/DNA	—	0.66	0.66	0.66
S	溶解性基質プール中の単位DNA当りの飽和溶解性基質COD濃度	—	36	36	36
水温		℃	26.9	17.6	15.9

注) a：生下水汚液についての値

実験実施期間に近い時点にバッチテストから得たものを利用し、各ケースの平均水温で温度補正をした。すなわち、No.1は第3章第4節で得た値を、No.2、No.3は第3章第5節で得た値を利用した。

代謝COD量からの合成DNA量あるいは合成RNA量への換算係数である α 、 β については図3-21、図3-23に示すようなばらついたデータからもとめざるを得なく、第3章では α として0.011また

は0.017, β として0.05を採用した。ここでは、前述の a , b の値とのかねあいもあるが、No.1 を例として試行錯誤によって $\alpha=0.013$, $\beta=0.06$ を採用した。

また、最終沈殿池の汚泥沈降にかかわる反応速度定数 k は式(4-8)から、上澄水ゾーンの仮想槽数 n と互換性があるため、理想沈殿池での $n=4 \sim 8$ を参考に $n=6$ として、 C_0 , C_{1n} の平均値から逆算によって求めた。No.1, No.2 では10.0とし、No.3 では7.0を考えた。

さらに流入水中の溶解性難分解性CODをS-CODの一定比率と考え、シミュレーションでの試行錯誤によってNo.1 で25%, S-CODの高いNo.2, No.3 で10%を想定した。

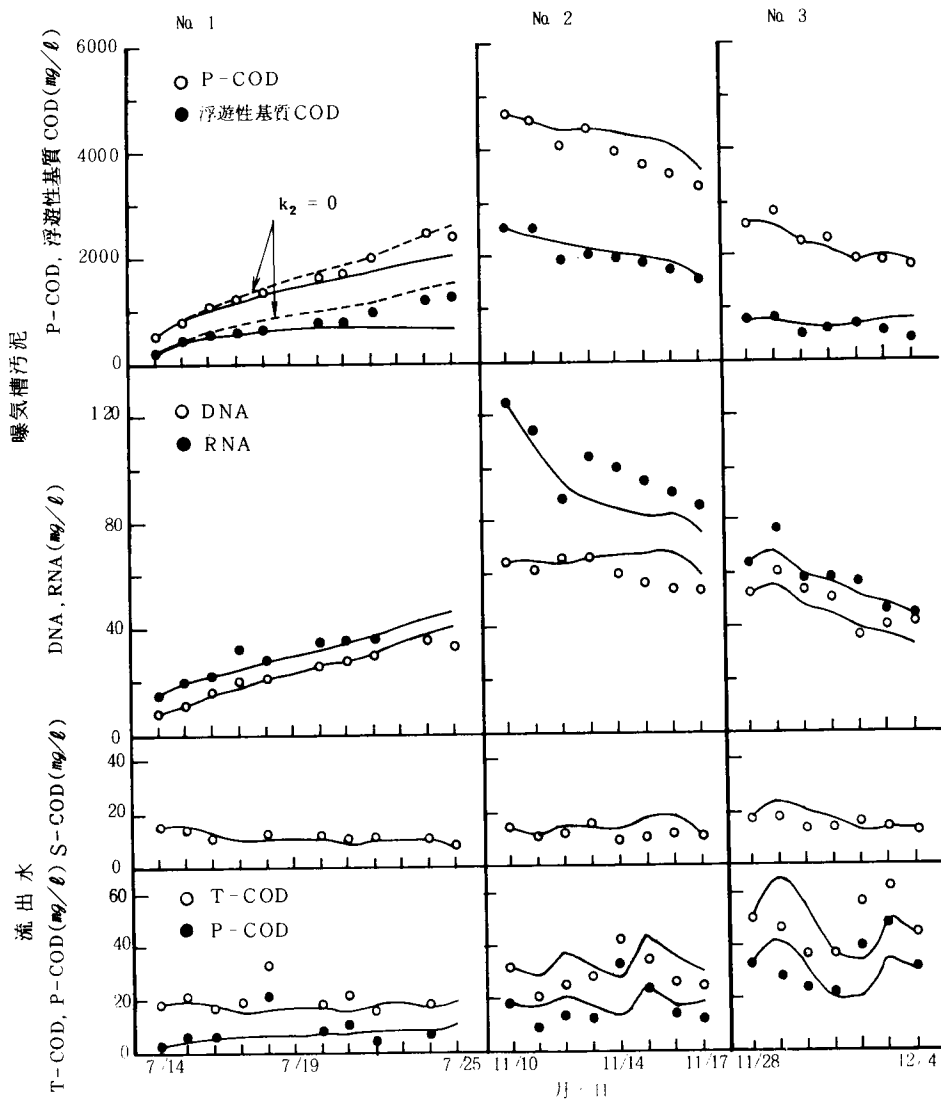


図4-17 シミュレーション結果

回分系で得た有機物質浄化モデルを連続処理系に適用するにあたって、2～3のパラメータの決定や、実測しがたい係数の決定に際し試行錯誤的なシミュレーションによる検討を要したが、No.1～No.3の各ケースの初日のデータを初期値として与え、平均流入水流量、平均返送汚泥流量、平均余剰汚泥流量、実測流入水質を与え計算した結果を実測値とともに図4—17に示す。

No.1の図中の点線は浮遊性基質の代謝を考えないとした場合の結果で、後半の増加が実測値の増加傾向に近いが、このようなことは想定しにくく、流入負荷を過小評価した可能性がある。また、No.2では13日～14日の余剰汚泥流量を過小評価していると思われるし、No.3では28日の曝気槽汚泥にかかわる値が小さすぎると考えられる。

流出水質については、S—CODはほぼ満足いくオーダの計算値が得られるが、P—CODは脱窒によるrising sludgeの発生等が考えられ、シミュレーションで十分実測値を再現することは困難である。

このようにいくつかの問題点はあるが、シミュレーション結果から、DNA、RNAという生物量、生物活性量をも含めた活性汚泥の挙動と、流出水中の有機物質の挙動とを大略説明することができた。このことは、すでにのべたいくつかのモデルやパラメータを利用することの妥当性を示すとともに、数値実験による活性汚泥法の検討の可能性を示す。

3—5 シミュレーションによる2～3の検討

実験No.1～No.3を対象として前項での条件を基本とし、2～3のパラメータを変化することによって活性汚泥の挙動について検討した。

3—5—1、浮遊性基質の代謝の効果

議論の中心としている浮遊性基質について、代謝の効果を検討する。加水分解速度定数 $k_2=0$ として代謝を考えない場合のシミュレーション結果を代謝を考えた場合の結果とともに図4—18に示す。 $k_2=0$ のとき、曝気槽内の活性汚泥については、より大きな浮遊性基質のたまり込みとDNA、RNAの合成の低下が生じる。この結果として、No.1を例にとるとP—CODは11日目には約500mg/ℓの差が生じ、浮遊性基質CODは約1,000mg/ℓの差が生じて汚泥の組成が大きくかわる。DNA、RNAについては、 $k_2=0$ の場合、分解速度の大きなRNAにその効果が大きく、No.1では11日目には $k_2 \neq 0$ の場合の約1/2になった。

これらの結果、活性汚泥の質変化をRNA/DNA、DNA/P—CODでみると図4—19のようになる。 $k_2 \neq 0$ でDNA/P—CODは相対的に高いが、RNA/DNAには大きな差は生じない。すなわち、都市下水処理においては浮遊性基質の代謝はDNA、RNAの合成に大きく寄与し、絶対量を増す効果を持つこと、単位活性汚泥量あたりのDNA量を大きく増加するとともにわづかではあるが単位DNA量あたりのRNA量を多くし、生物個々の活性をも高い状態に維持するのに効果があることがわかる。

なお、流出水質についてはS—COD濃度にはほとんど影響がなく、曝気槽のP—COD濃度の増加にともなって流出水中のP—COD濃度が若干高くなると計算される。

3—5—2 余剰汚泥引き抜きの効果

活性汚泥法においては汚泥濃度の維持管理において過剰の汚泥を排出するのが常で、これの詳細に

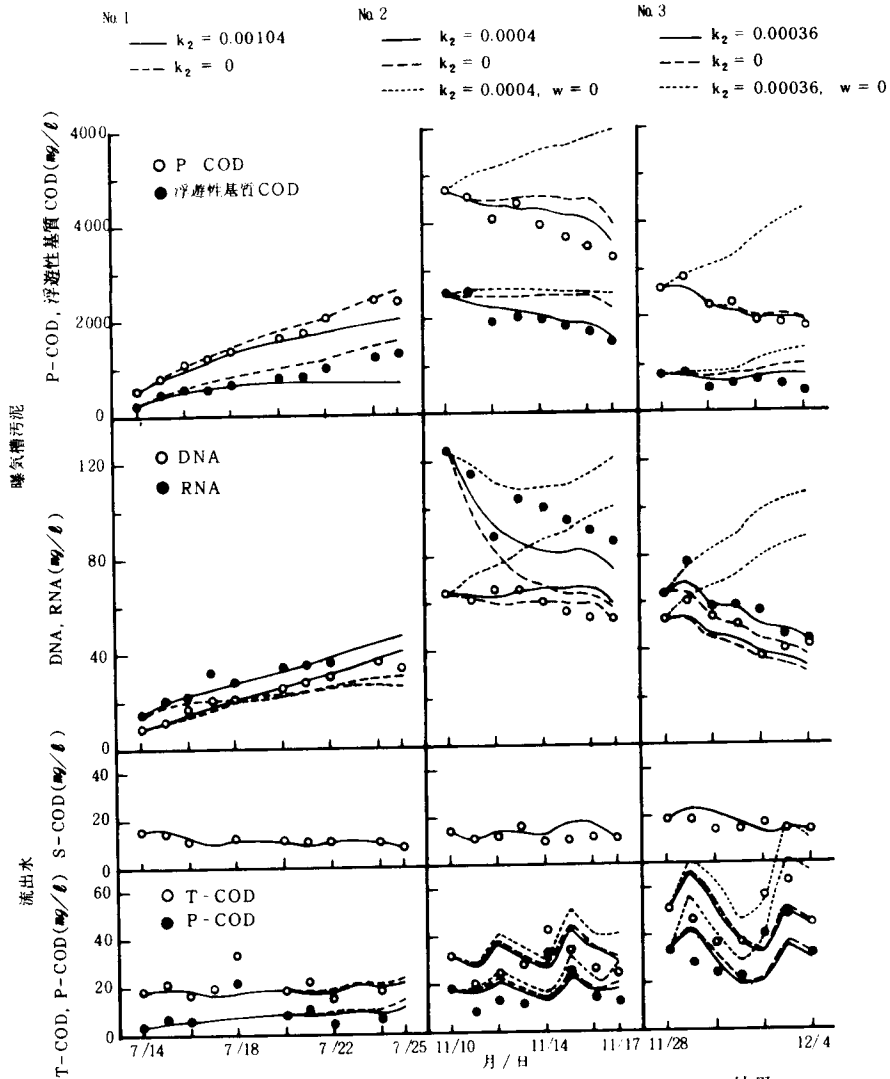


図 4-18 浮遊性基質代謝の効果, 余剰汚泥引き抜きなしの効果

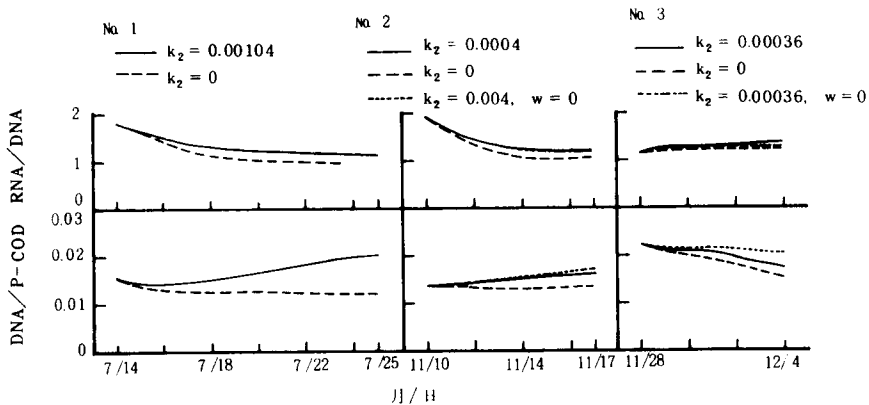


図 4-19 浮遊性基質代謝の汚泥組成への影響

については第5章においてのべるが、ここでは曝気槽汚泥に及ぼす余剰汚泥の効果について検討する。

No.1の条件で、余剰汚泥流量を流入水流量の1, 3, 5, 10%としたときの曝気槽内汚泥の変化を図4-20に示した。

余剰汚泥引き抜き率の増加は、排出汚泥量を増し曝気槽内P-COD濃度を低下するが、その効果は低引き抜き率において顕著である。このとき、活性汚泥の生物含量も変化し、DNA/P-CODでみると、引き抜き率0では0.016であったものが11日目には0.0205、

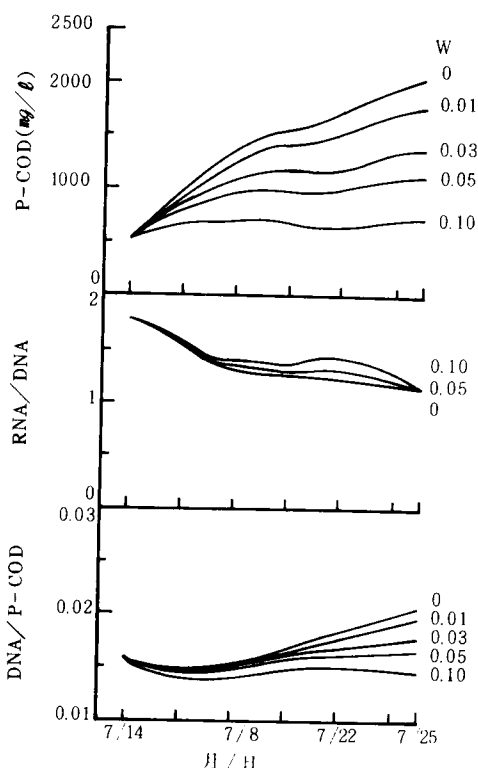


図4-20 No.1における余剰汚泥引き抜きの効果

になっているのに対して、引き抜き率1%では0.0195、

同10%では0.0145となっている。これらに対して、単位生物量あたりの活性量であるRNA/DNAは引き抜き率が大きくなるにつれて若干大きくなるがほとんど変化しない。

No.2, No.3の条件では、余剰汚泥引き抜きなしを想定してシミュレーションした。結果は図4-18, 図4-19にあわせて示した。ちなみに、実測の余剰汚泥引き抜き率は各々平均で3.6%, 8.3%であった。この場合も引き抜きの有無がP-CODに与える効果は大きく、その差異は最終日でNo.2では初期濃度の約50%, No.3では同じく約100%の大きさになっている。シミュレーション期間が短かいためか、最終日においてもNo.1における程顕著なちがいはないが、DNA/P-CODは余剰汚泥引き抜きによって低下をみせている。RNA/DNAは余剰汚泥引き抜きによってほとんど影響をうけていない。

以上より、余剰汚泥引き抜きは曝気槽の汚泥濃度維持には不可欠のものではあるが、DNA/P-CODを低下する傾向にある。これに対してRNA/DNAはほとんど影響をうけない。ただし、通常の標準活性汚泥法でみられる1~2%程度の余剰汚泥引き抜き率では、単位汚泥あたりの生物含有量、生物活性に大きな低下はないと解せる。

なお、流出水のS-CODについては、いずれのケースについてもほとんど変化がみとめられず、

P-CODは曝気槽内P-COD濃度の変動に従って若干変化した。

3-5-3 水温の影響

実験No.1のデータをもとにして水温の効果を検討した。各種水質の変化を図4-21に示す。流出水質にはとくに大きな影響はみられないが曝気槽汚泥については、浮遊性基質代謝量に著しい影響があらわれた。結果としてDNAの増加はあるが、分解に対する温度効果もあってか浮遊性基質CODほどの影響はない。10℃と20℃とにおける最終日の浮遊性基質CODの差は280mg/ℓであり、分解がないとすると、これの0.013倍の3.7mg/ℓがDNAとして合成されるはずであるが、実際には1.7mg/ℓの差しかない。同じく10℃と30℃では840mg/ℓの浮遊性基質CODの差で10.9mg/ℓのDNAの差であるはずが5.3mg/ℓの差しかない。このため、P-CODの変化量の大半は浮遊性基質CODの変化量で占めている。RNAについては、分解への効果がより大きく、温度上昇に対して若干の減少を示している。

これらの結果、単位汚泥あたりの生物量であるDNA/P-CODは水温上昇とともに大きく増加し、単位生物量あたりの活性量であるRNA/DNAは逆に低下する。

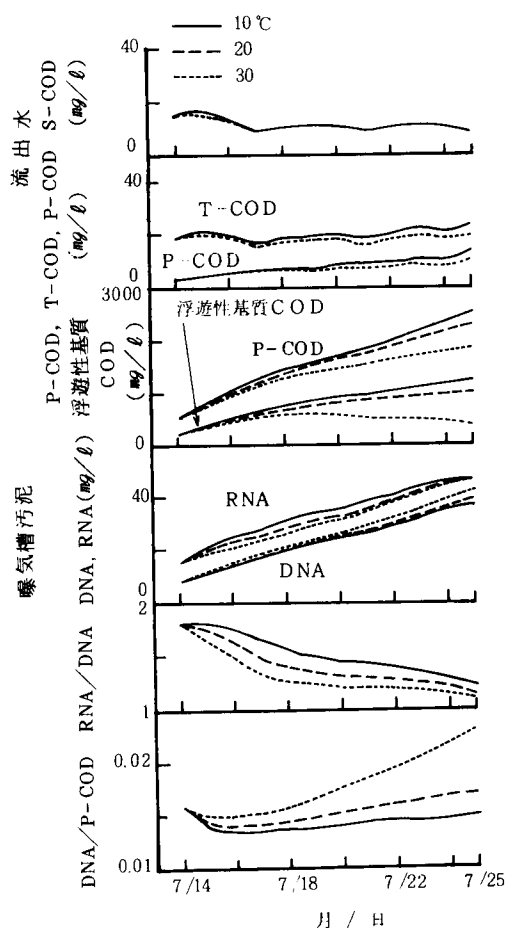


図4-21 各種水質に対する温度効果

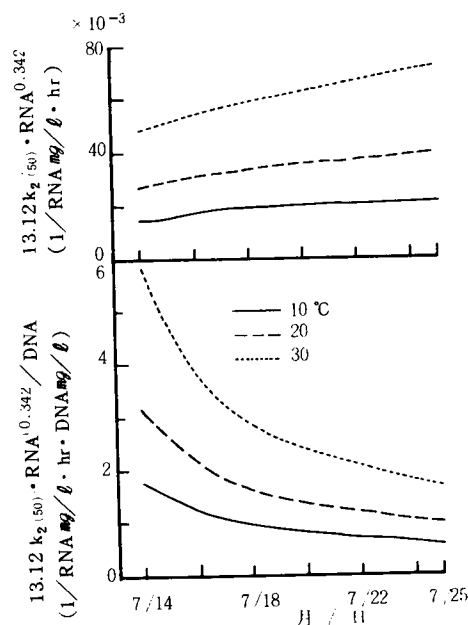


図4-22 浮遊性基質加水分解活性の温度効果

これらは活性汚泥の性状に関するものであるが、実質的な活性、たとえば浮遊性基質CODの加水分解に関する式(3-34)にある $13.12 \cdot k_{2(50)} \cdot \text{RNA}^{0.342}$ は図4-22に示すように温度の効果は大きい。図4-22には単位DNA量あたりの活性、 $13.12 \cdot k_{2(50)} \cdot \text{RNA}^{0.342} / \text{DNA}$ についても示したが、いづれの場合も水温10℃の上昇が活性を2倍近くに増加している。

3-5-4 返送率の影響

本論文で行なった実験は第6章でとりあつかう硝化脱窒による窒素除去の検討をあわせて行なっているため、返送率を200%としている。このため、いくつかのシミュレーションによる検討もこれをベースにしてきた。ここでは、いままでのべたことが大筋においては通常の返送率下でも成立することを確かめておく意味で、返送率を変数にしてシミュレーションをした。実験No.1の条件のもとで、流入水質、水量、さらには各槽の容積は変えずに返送率のみを25%、50%、100%として、実験時の結果と比較した。

なお、最終沈殿池のとりあつかいは便宜上、上澄水ゾーンの槽数 n を固定し k で水量変化の影響をとりのぞいた。この意味で流出水のP-COD濃度には若干問題があるが、10日目の各槽水質を表4-6に示し、これを比較した。S-COD濃度や曝気槽汚泥には返送率の影響はほとんどみとめられない。返送率の上昇に対して、水の滞留時間は減ずるが、流入水量のうち循環して処理される割合の増加すること、汚泥の滞留時間はほとんどかわらないことによると考えられる。

表4-6 10日目のシミュレーション結果

(単位: mg/ℓ)

返送汚泥流量 (m ³ /hr)	流 出 水			曝 気 槽 汚 泥			
	S-COD	P-COD	T-COD	DNA	RNA	浮遊性基質 COD	P-COD
0.25Q	10.2	4.8	15.0	37.2	43.6	665	1904
0.50Q	10.3	5.0	15.3	37.5	43.8	668	1918
1.00Q	10.4	5.0	15.4	38.1	44.4	668	1937
約2Q ^{a)}	10.7	8.2	18.9	38.6	44.7	670	1955

注) a: 実験条件によるシミュレーション結果

3-5-5 水質・水量の変動の影響

いくつかの仮想的な水質変動あるいは水量変動がある場合の汚泥性状や流出水質について検討を加える。

基本的な条件は実験No.1の条件を用いて検討する。すなわち、初期値等はこれを用い流入水質、流入水流量を以下のようにした。

流入水質はS-CODが50mg/ℓのうち25%を難分解性とし、P-CODが100mg/ℓ、DNAとRNAが1.0mg/ℓであることを基本とする。このため、生物性CODが33.3mg/ℓ、浮遊性基質CODが66.7mg/ℓを基本となる。また、流入水流量は1m³/hr、返送汚泥流量は2m³/hrを基本と考える。これらに対して、変動をDとして次式で表現する。

$$D = 1.0 + 0.5 \sin \frac{2\pi}{24} t \quad (4-9)$$

なお、 t は時間である。

シミュレーションはこれらの組みあわせの条件で行ない、表4-7に示すものとした。

表4-7 シミュレーション条件

ケース	溶解性基質 C O D (mg/ℓ)	浮遊性基質 C O D (mg/ℓ)	D N A (mg/ℓ)	R N A (mg/ℓ)	溶解性難分解 性C O D (mg/ℓ)	流入水流量 (m ³ /hr)	返送汚泥流量 (m ³ /hr)
a	37.5	66.7	1.0	1.0	12.5	1.0	2.0
b	37.5・D	66.7・D	1.0・D	1.0・D	12.5・D	1.0	2.0
c	37.5・D	66.7・D	1.0・D	1.0・D	12.5・D	1.0・D	2.0
d	37.5・D	66.7・D	1.0・D	1.0・D	12.5・D	1.0・D	2.0・D
e	37.5	66.7	1.0	1.0	12.5	1.0・D	2.0・D

このうち、a、b、eは1日あたりの流入負荷が同じであり、また、c、dは若干高くなるが同じである。溶解性基質C O Dを例に図4-23に示した。なお、1日あたりの流入水流量はいつでも同じである。

結果を図4-24にまとめるが、初期値の影響等のないと思われる9日目と10日目とを示した。

aは単調な変化となっているがその他は一定の傾向をベースにして周期的な変化を示している。流出水中のP-C O Dは最終沈殿池の汚泥沈降に関するモデルで n 、 k を一定にしているため、流入水流量と返送汚泥流量の関係で0に近い値を示す場合があつていく分非現実的であるが、全体の傾向は成立しえよう。

表4-8 D N A / P - C O D

ケース No.	9 日 目				10 日 目				
	0 時間目	6	12	18	24	30	36	42	48
a	0.0188	0.0189	0.0191	0.0193	0.0196	0.0198	0.0200	0.0202	0.0205
b	0.0189	0.0190	0.0191	0.0194	0.0197	0.0198	0.0200	0.0203	0.0206
c	0.0186	0.0186	0.0187	0.0191	0.0193	0.0194	0.0195	0.0199	0.0201
d	0.0190	0.0190	0.0191	0.0195	0.0199	0.0199	0.0200	0.0205	0.0209
e	0.0187	0.0187	0.0188	0.0192	0.0195	0.0195	0.0196	0.0200	0.0204

表4-9 R N A / D N A

ケース No.	9 日 目				10 日 目				
	0 時間目	6	12	18	24	30	36	42	48
a	1.181	1.179	1.177	1.175	1.174	1.172	1.171	1.169	1.168
b	1.176	1.175	1.181	1.178	1.169	1.169	1.174	1.172	1.164
c	1.178	1.176	1.182	1.180	1.171	1.169	1.175	1.174	1.165
d	1.186	1.184	1.196	1.192	1.179	1.179	1.190	1.187	1.175
e	1.186	1.184	1.196	1.195	1.179	1.178	1.190	1.188	1.174

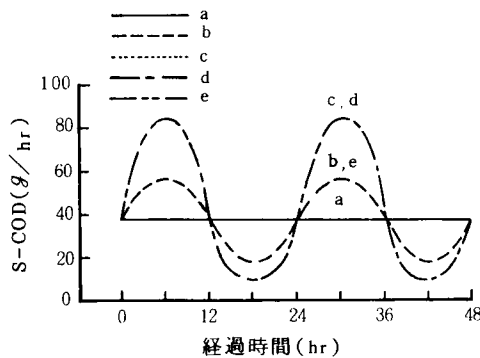


図4—23 S—C O D 流入負荷変動

曝気槽汚泥では変動の大きいcの場合でもP—C O Dで平均的な値の数%であり系にとって問題とならないと思われる。ただし、水質あるいは水量だけが変動するa, b, eよりも両方が変動するc, dの方が変動が大きい。このうち流入水流量の変動に応じた返送汚泥流量の変動があるdは変動が抑えられている。

すべてのケースで図に示した時間帯の曝気槽汚泥の成分比を表4—8、表4—9に示すが、a, b, eとc, dの各グループごとの値は同一時間断面ではほぼ等しく、水質・水量変動が汚泥性状に与える影響は大きくない。

流出水質については、S—C O Dはb, c, eに変動の影響が出ており、流量よりも流入水質変動の効果が大きい。これに対して、P—C O Dはモデル上の問題もあるが水質変動よりも流量変動とくに返送汚泥流量の変動が影響している。T—C O Dの変動はP—C O Dのそれに支配されるため、これは流量変動の影響が大であろう。

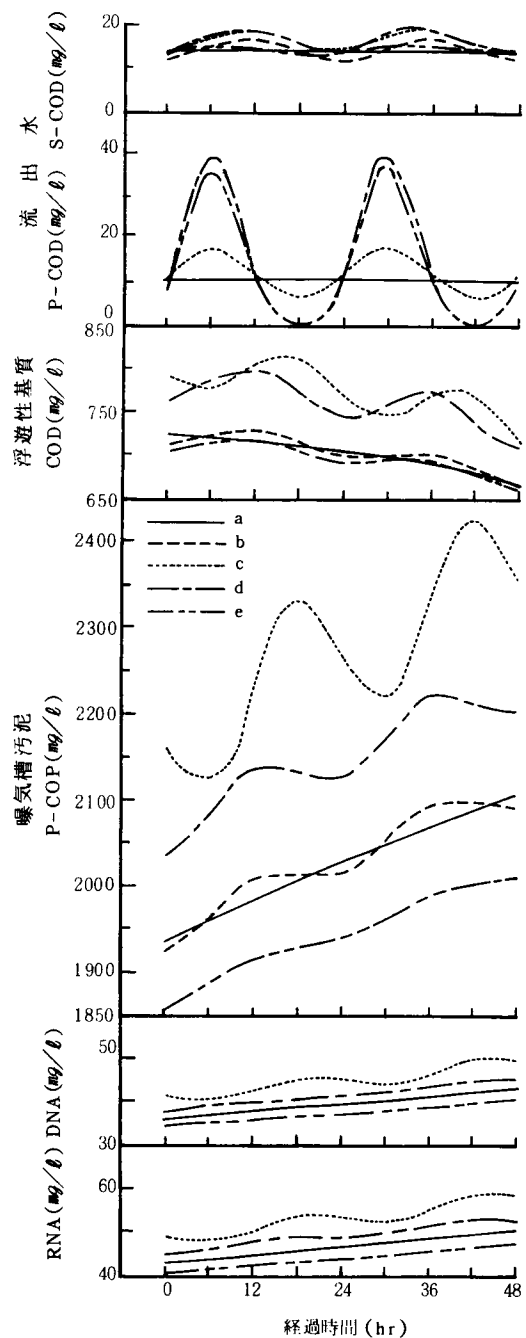


図4—24 各種水質に対する水質・水量の変動の影響

以上より、つぎのような結論がえられる。流入水の水質・水量の変動は曝気槽汚泥に対しては濃度的にも組成的にも問題となる変動をもたらさないが、流出水質には一定の変動をもたらす。実質的には大きな問題はないが、 $S-COD$ については水質変動が影響する。また、 $P-COD$ については、流量変動の影響が大きい。流出水の $P-COD$ の変動は、曝気槽汚泥濃度の変動を増加すが返送汚泥流量を定流量に保つことによって抑えうる可能性がある。

3-6 まとめ

本節では、第2節で得たデータに対して第3章で定めたモデル式を適用してその妥当性を確認し、活性汚泥法の検討を行なった。

得られた結果をまとめる。

- 1) 装置の流動特性を定式化するため、トレーサー実験とコンピューターシミュレーションをした。この結果、脱窒槽2槽、曝気槽2槽の完全混合多段モデルと、完全混合槽である上澄水ゾーンと汚泥ゾーンをもつ最終沈殿池のモデルにより、流動を表現しうることを確認した。
- 2) 固液分離のある最終沈殿池では、上澄水ゾーンを6槽の完全混合多段槽とし、汚泥は一次反応的に汚泥ゾーンに移行すると考えた。汚泥ゾーンはこの沈降汚泥と曝気槽から直接このゾーンに流入する汚泥が完全に混合すると考えた。
- 3) 余剰汚泥引き抜きのない場合、 $MLSS$ 一定制御をした場合についてモデルによるシミュレーションをし実測データとの比較を試みた。実測データのうちとくに流量に正度の不十分さがあることもあって必ずしも十分とはいえないが、1週間から10日間程度の変化をシミュレートすることができた。この結果、活性汚泥法での水質挙動、汚泥の組成変化を第3章でのモデル式、パラメータ値で大略把握できることが明らかとなった。
- 4) 浮遊性基質の加水分解と代謝の意義を数値実験結果から検討した。浮遊性基質 COD の減少により汚泥濃度を低下させることは当然であるが、 DNA 、 RNA を増し、単位汚泥あたりの DNA 量を大きく増加させること、わづかであったが単位 DNA 量あたりの RNA 量を多くし、結果として単位汚泥あたりの生物活性を高い状態に維持する効果がある。
- 5) これに対して余剰汚泥の引き抜きは、 RNA/DNA には大きな影響を与えないが、 $DNA/P-COD$ に対する効果が大きい。しかしながら、通常の1~2%程度では単位汚泥あたりの生物含有量、生物活性にあまり大きな影響はないとみなせた。
- 6) 水温の反応に与える影響は大きい。曝気槽汚泥の $P-COD$ には浮遊性基質 COD 代謝の影響が大である。これによって $DNA/P-COD$ は水温上昇にともなって大きく上昇する。しかしながら、 RNA/DNA は水温の上昇に対して低下の傾向にあった。基質代謝活性の例として浮遊性基質 COD の加水分解活性 $13.12 \cdot k_2(50) \cdot RNA^{0.342}$ とこれを DNA で除した単位生物量あたりの加水分解活性はいずれも $10^\circ C$ の温度上昇で約2倍となった。
- 7) 活性汚泥の量や性状あるいは流出水質に及ぼす返送率の影響は小さい。流入水質や流量の変動は、曝気槽汚泥についてはさほど問題となるものではないが、流出水質に影響した。すなわち、 $S-COD$ は水質変動の影響をうけ、 $P-COD$ はモデル上の問題もあるが、流量変動の影響をうけた。なお、

P-CODについては返送汚泥流量の変動を抑えることによって変動を緩和しうる可能性がある。

第4節 要約

本章では都市下水を連続的に処理する活性汚泥法パイロットプラントを用いて、処理過程における浮遊性基質COD、DNA、RNA等の挙動をつぶさに検討した。長期にわたる水質データの採取とこれを用いての物質収支による検討を行なった。さらに、第3章で得たモデル式、パラメータ値を用いて数値計算を試みるとともに、いくつかの重要な点について数値実験による検討をした。得られた主要な成果を要約する。

第2節では、パイロットプラントを用いた都市下水の処理実験について述べた。

- 1) 流入下水中に少なくないDNA、RNAの存在があること、曝気槽に入る時点においても浮遊性有機物質、また、基質となる浮遊性基質CODの占める割合が多いことが示された。
- 2) 曝気槽汚泥についてみるとP-CODの半分以上すなわち、部分的には70~80%の高い割合で大半は50%前後から65%前後の割合で生物性CODが存在し、のこりが浮遊性基質CODであった。
- 3) 活性汚泥法処理では基質が代謝をうけ、DNA、RNAの合成を行なうが、物質収支による検討からDNAについてはみかけ上生成される量に近いがそれ以上のものが流入してたまりこむ。RNAは合成もあるが分解量も多くみかけの増加量は小さい。浮遊性基質CODについては代謝量の多い場合でも流入負荷量の1/2近くがたまり込んでいる。

なお、流入水中の浮遊物と曝気槽中の活性汚泥の組成の違いをDNA/P-CODでみると後者で高く、RNA/DNAは後者が高い傾向にあった。

第3節では、パイロットプラントの流動特性や最終沈殿池でのとりあつかいについて検討し、完全混合槽のくみあわせを基本とする定式化を行ない、第3章で得た反応速度式とむすびつけ、実験データのシミュレーションや2~3の条件について数値計算による検討をした。

- 1) 完全に十分とはいえないが、実測データを大略説明しうることができ、モデルの妥当性を確認しえた。
- 2) 浮遊性基質の代謝の有無、余剰汚泥引き抜き率、水温等が流出水質にあたえる影響は小さいが、曝気槽の汚泥濃度や組成に対する影響は無視しえないこと、この中でもRNA/DNAに対する影響よりDNA/P-CODに対する影響が大きいことが一般的であった。
- 3) 流入水質や流量の変動は曝気槽汚泥に与える影響もあるが流出水質への影響が大であった。とくにS-CODには水質変動が、また、P-CODには流量の変動が影響する。

参考文献

- 1) 宗宮功、河村清史、粕谷明博、「活性汚泥法における生物量と基質量の挙動に関する研究」第16回衛生工学研究討論会講演論文集（1980）
- 2) 宗宮功、河村清史、粕谷明博、「活性汚泥法による都市下水の窒素除去に関する研究」水処理技術

Vol.21, No.4 (1980)

- 3) 上野正雄, 「活性汚泥法における硝化・脱窒機能に関する研究」 京都大学修士論文 (1978)
- 4) 日本下水道協会, 「下水試験方法」 (1974)

第5章 都市下水処理を行う活性汚泥法のシミュレーションによる検討

第1節 概説

第4章においては、都市下水を連続的に処理する活性汚泥法パイロットプラントを用いて処理実験を行い、そのシミュレーションによる検討を行なった。その結果として、データの採取頻度やデータの信頼性を考慮すると、第3章でもとめたモデル式とパラメータを用いることによって、活性汚泥法のシミュレーションによる検討の可能性が示された。本章では、これらをふまえ、活性汚泥法についてシミュレーションをもとに各種の検討を行う。ここでの検討は基本的には定常状態における値を対象とし、標準活性汚泥法を中心に議論する。はじめに標準活性汚泥法の意義や限界、水温の効果の検討による夏季あるいは冬季の維持管理のあり方について考察する。ついで、標準的な流入水条件を用いて、各種変法を提出モデルで統一的に解釈するとともにそれらの意義や限界にふれる。

最後に、余剰汚泥生成量、流入有機物質の無機化率を指標としたときの改良について検討する。

第2節 標準活性汚泥法の検討

2-1 はじめに

本節では、活性汚泥法のうちもっとも広く採用されている標準活性汚泥法について検討する。

標準活性汚泥法を含めて種々の活性汚泥変法について、その経験から、操作、設計因子概略値として、表5-1が示されている。

表5-1 活性汚泥各種変法の操作、設計因子概略値¹⁾

項 目	単 位	標 準 法	モディファイドエアレーション法	ステップエアレーション法	バイオソープション法	ハイレートハイローディング法	全酸化法
曝 気 時 間	hr	6.0～8.0	1.5～2.5	4.0～6.0	1.5～3.0 3.0～7.8	3.0～5.0	16.0～24.0
MLSS濃 度	mg/ℓ	1500～2000	400～800	2000～3000	4000～6000	3500～5000	3000～6000
汚 泥 返 送 率	%	20～30	5～10	20～30	100ぐらい	20～100	50～100 ぐらい
汚 泥 日 令	H	2～4	0.3～0.5	2～4	15	2～4	20～30
BOD・SS負 荷	$\frac{\text{kg}}{(\text{SS}) \cdot \text{H}}$ (100kg)	20～40	150～300	20～40	7	20～40	3～5
汚 泥 容 量 示 標 (SVI)	—	60～120	50	100～200	50～100	50～100	40～60
送 気 量	$\frac{\text{m}^3}{\text{流入下水}1\text{m}^3}$	3～7	2～4	3～7	>12	4～8	12～15
BOD除 去 率	%	95	70	95	90	90	75～90
余剰汚泥発生率	%	1～2	1～2	1～2	0.25	1～2	0.25

注) バイオソープション法の曝気時間で下段は再曝気の時間

本節では、初めに提示したモデル式とパラメータ値を用いたシミュレーションにより、表5—1の諸因子の説明の可能性を示し、表には明示されていない活性汚泥の生物学的要因すなわち生物量や生物活性に言及する。ついて標準活性汚泥法の意義や限界等について検討する。

2—2 シミュレーション条件

2—2—1 モデル式、パラメータ

本節で用いるモデル式は表3—15に示した式群であり、パラメータは表3—11に示したものを基本としている。ただし、表3—11の速度定数は22.5℃での値であり、式(3—29)に表3—14の θ を代入して20℃の値を求めた。また、 k_{11} については表の値が生汚泥より得た溶解性基質CODについて求めた値であるため、下水中の溶解性基質COD用に補正した値を求めた。すなわち、表3—13にしめした両者の比が各水温でほぼ一定であることから、この比の平均値を表3—11の k_{11} に乗じて22.5℃での下水中溶解性基質CODの k_{11} とし、これに上記の温度補正をした。

α 、 β 、 γ については第4章での検討で適用した値、すなわち $\alpha=0.013$ 、 $\beta=0.06$ 、 $\gamma=0.66$ を用いた。これらを表5—2にまとめる。

2—2—2 装置条件

プラントの流動特性については第4章でのパイロットプラントに準じて完全混合槽の槽列モデルとした。すなわち、曝気槽については等容積の4槽多段型とし、最終沈殿池については図4—16に示したのと同じく、上澄水ゾーンを6槽多段型とし、汚泥ゾーンを1槽の完全混合槽とした。

表5—2 シミュレーションに用いたパラメータ

記号	値	単位
k_{11}	0.977	1/hr
k_{12}	0.875×10^{-2}	1/RNAmg/ℓ・hr
k_2	6.9×10^{-4}	1/RNAmg/ℓ・hr
k_3	1.09×10^{-3}	1/hr
k_4	1.97×10^{-2}	1/hr
α	0.013	—
β	0.06	—
γ	0.66	—
S	36	—

シミュレーションにおいては流入下水量を1日あたり100,000m³とし、一定で流入するものとした。なお、この水量は大規模な下水処理場での一連の処理水量に近いものとみなせる。標準活性汚泥法での曝気槽滞留時間は表5—1に示すように6.0～8.0時間とされるが、ここでは曝気槽容積を30,000m³として7.2時間とした。また最終沈殿池は返送汚泥を加味した滞留時間を2.0時間とするように、10,420m³とした。

表5—3 シミュレーションにおける流入水質条件

なお、返送率は25%とし、これを含めた曝気槽滞留時間は5.76時間となる。沈降速度 k は上澄水ゾーンを6槽としているので、流出P—COD濃度が理にかなうように4.0 1/hrを与えた。

2—2—3 流入水質

流入水質は第4章の実測例をもとにT—COD 200mg/ℓとし、S—COD/

	Case 1	Case 2	Case 3
T—COD (mg/ℓ)	200	200	200
S—COD (mg/ℓ)	50(10)	100(10)	150(10)
P—COD (mg/ℓ)	150	100	50
生物性COD (mg/ℓ)	50	33.3	16.7
浮遊性基質COD (mg/ℓ)	100	66.7	33.3
DNA (mg/ℓ)	1.5	1.0	0.5
RNA (mg/ℓ)	1.5	1.0	0.5
S—COD/T—COD	0.25	0.50	0.75

注) S—CODの()内の値は難分解性部分を示す。

T-CODが0.25, 0.50, 0.75の3ケースを想定した。S-CODについては、いずれの場合も10mg/lが難分解性であり、DNA, RNAはともP-CODの1%の濃度とした。これらを表5-3にまとめる。

以下、流入下水中有機物質をCODで把握するが、図3-3に示したようにBODはCODの約1/2となる。また、SSとP-CODの関係は第4章の実験時のデータより、流入下水に対して図5-1を得、曝気槽内の活性汚泥に対して図5-2を得た。

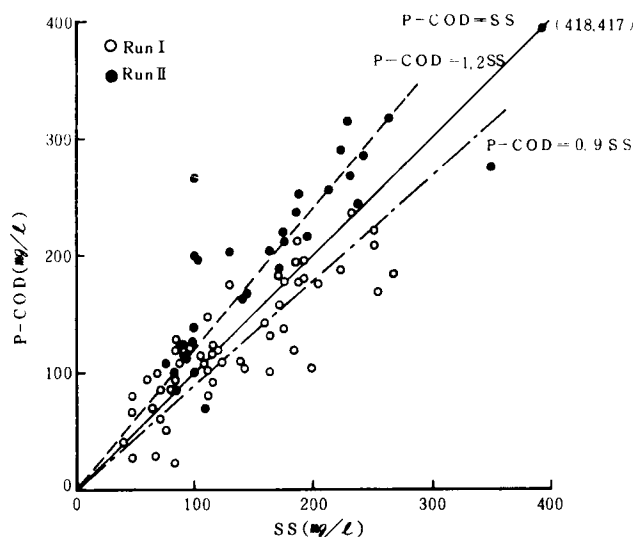


図5-1 流入下水中のSSとP-CODの関係

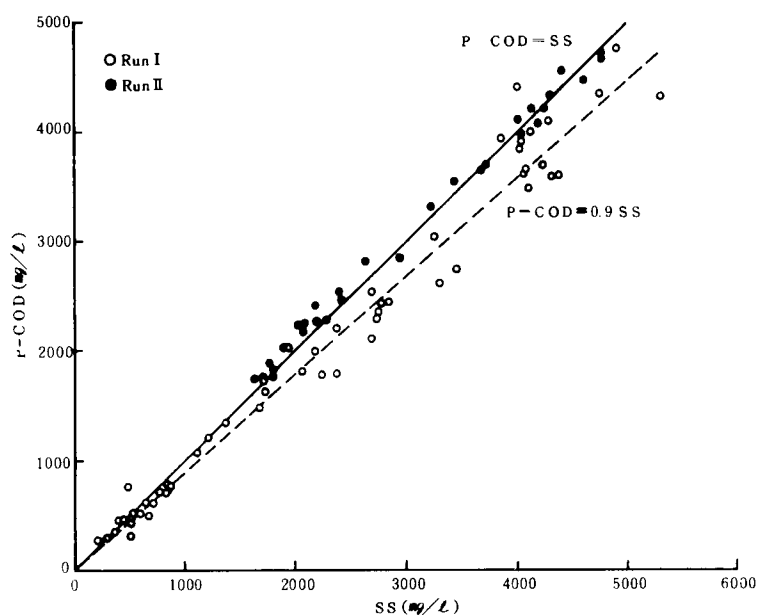


図5-2 曝気槽内活性汚泥のSSとP-CODの関係

年により、また、流入下水と活性汚泥とによりSSとP-CODの関係は若干異なるが、流入下水では $P-COD = (1 \pm 0.2) \cdot SS$ とみてよく、活性汚泥では $P-COD = (0.9 \sim 1.0) \cdot SS$ とみなせる。MLSSに対して活性汚泥P-CODを、BOD・SS負荷に対してT-COD・活性汚泥P-COD負荷を用いるが、活性汚泥P-CODについては数値的にはほぼMLSSとみてよく、T-COD・活性汚泥P-COD負荷についてはほぼ1/2のものをBOD・SS負荷とみてよい。

2-2-4 CODの分画と記号

本章でとりあつかうCODの分画とその記号を図5-3のようにする。

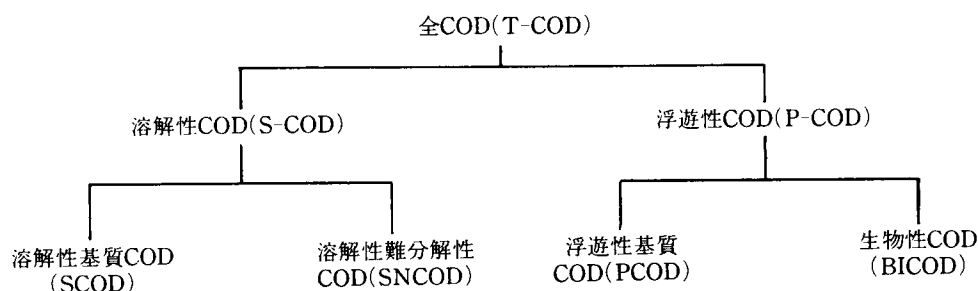


図5-3 CODの分画と記号

また、溶解性基質プール内のCODをACODとし、DNA、RNAはそれぞれDNA、RNAとする。さらにPCODとACODの和をPPCODとする。

2-3 操作・設計因子の検討

2-2に示したシミュレーション条件で連立非線型方程式の数値計算解法であるブレント法²⁾を用い、余剰汚泥引き抜き率 w を変数として定常解を求めた。計算は京都大学大型計算機センターのFACOM-M-200を利用し、ブレント法のプログラムはこの計算機のパッケージを利用した。なお、完全混合槽1槽で返送汚泥量を曝気槽流出汚泥量の比として示した場合の検討結果はすでに示してある³⁾が、 k_{11} として生汚泥より得た値を用いる等、パラメータに若干の違いがあるのでここではふれない。

計算結果のうち主要なものを図5-4に示す。図中、点線は次節で検討するステップエアレーション法でCase 2の下水を処理した場合の結果である。さらに、シミュレーション結果と交差する点線は活性汚泥P-CODの等濃度線であり、1000, 1500, 2000等の単位は mg/l である。等濃度線の描けない場合はシミュレーション結果上にプロットでP-COD濃度を示した。モデルにおいて、加水分解を受ける浮遊性基質COD濃度が5DNAより大きい場合は5DNAをこれにあてるとしたことにより、浮遊性基質COD濃度が5DNAより小さい場合から大きい場合へと移る点において計算値に不連続性が生じる結果となった。これが原因して他の結果にも若干の不連続性が生じた。これはモデル上の問題であり、現実には連続的な変化が想定されるため、図5-4は若干の修正を加えている。また、曝気槽水質は4槽目のものである。

2-3-1 余剰汚泥引き抜き率 w と活性汚泥P-COD濃度

活性汚泥P-COD濃度が $1,500 \sim 2,000 mg/l$ の範囲における余剰汚泥引き抜き率をみると、S-COD

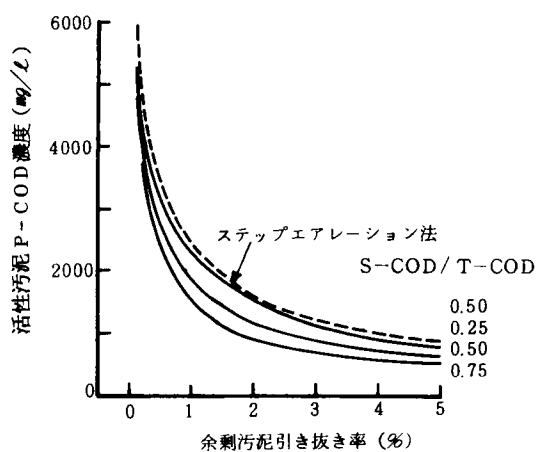


図 5-4 a 活性汚泥 P-COD 濃度

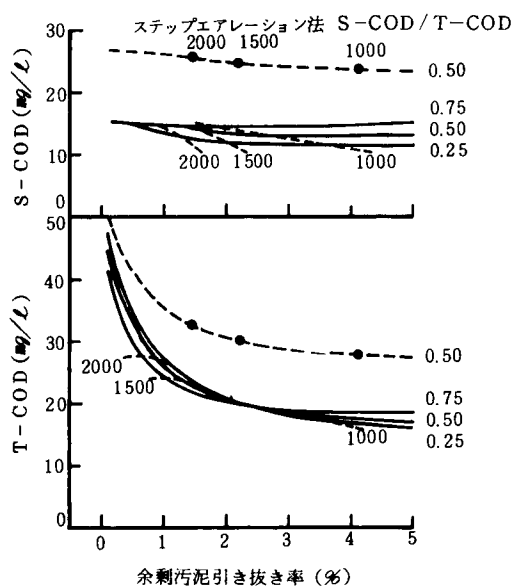


図 5-4 b 流出水質

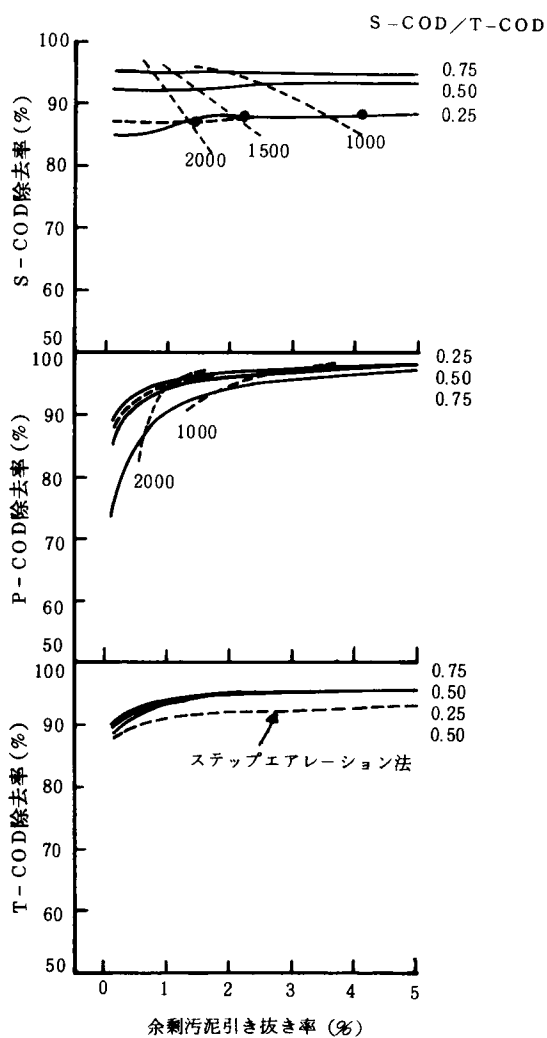


図 5-4 e COD 除去率

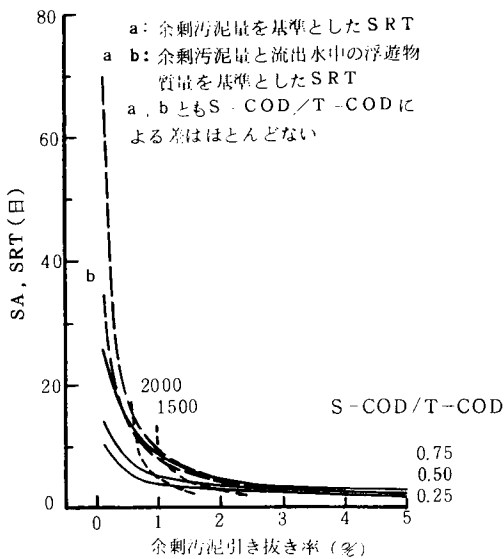


図 5-4 c SA, SRT

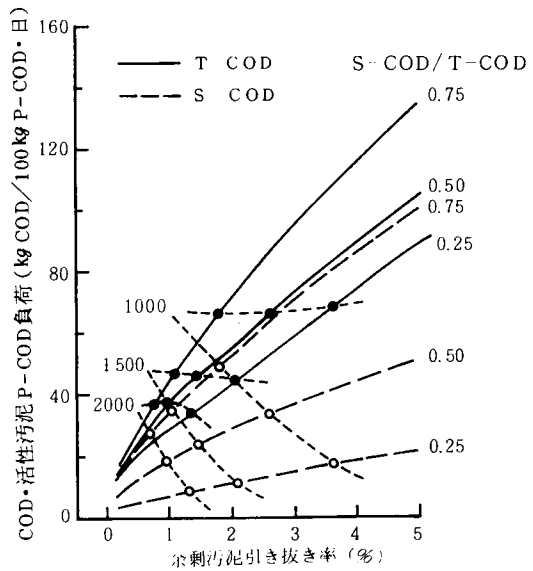


図 5-4 d 有機物負荷

D/T-COD が 0.25 では 1.3~2.0%, 0.5 では 0.9~1.4%, 同じく 0.75 では 0.7~1.0% の範囲にあった。流入水の T-COD 濃度が同じであっても、その組成によって必要な余剰汚泥引き抜き率が異なり、S-COD/T-COD が 0.25 と 0.75 とでは約 2 倍のちがいがある。

第 2 章でみたように、通常の下水中では S-COD/T-COD が 0.5 に近いものとみなせるが、この場合は余剰汚泥引き抜き率が前述のように 0.9~1.4% であり、表 5-1 の数値に近い。

2-3-2 汚泥日令 (SA)

流入下水中の P-COD 量と曝気槽の活性汚泥 P-COD 量との比でみた汚泥日令は w が 1~2% をこえとほとんど変化なく、数

	Case 1	Case 2	Case 3
活性汚泥 P-COD (mg/ℓ)	1,500~2,000	1,500~2,000	1,500~2,000
SA (日)	3~4	4.5~6	9~12
SRT (日)	4.5~7 (4~6)	6.5~10 (6~8.5)	9.5~13 (8~10.5)

日かそれ以下となる。注) SRT の () 内は流出水中の P-COD を考慮したものの標準活性汚泥法の活性汚泥 P-COD 濃度の範囲での値をまとめると表 5-4 のようになる。

表 5-4 には SRT も示しているが、欄の上段は系内の P-COD 量を余剰汚泥 P-COD 量で除した値であり、下段の () 内のは余剰汚泥 P-COD 量と流出水中の P-COD 量の合計量で除したものである。

SA は、S-COD/T-COD が 0.75 の場合は高い。他のケースでは表 5-1 の 2~4 日より若干高いが同様な値を示している。SRT は Case 3 の場合、SA と大差ない数値となっているが、他のケースでは約 1.7~2.0 倍と大きい。

2-3-3 基質負荷

流入下水中の T-COD 濃度を 200mg/ℓ とし、水量は 100,000m³/日としているため、いずれのケース

においても1日あたり20,000kgのCOD負荷がある。これを定常時の汚泥あたりの負荷でみると、活性汚泥P-COD濃度1,500~2,000mg/ℓの範囲を想定して表5-5のようになる。表にはBODをCODの1/2としたときの負荷も示した。

表5-5 基質負荷

COD・活性汚泥P-COD負荷(kgCOD/100kgP-COD・日)	36 ~ 44
BOD・活性汚泥P-COD負荷(kgBOD/100kgP-COD・日)	18 ~ 22

活性汚泥P-COD濃度をMLSS濃度と等しいとみなせるので、BOD・活性汚泥P-COD負荷はBOD・SS負荷とよみかえることができ、あまり高くないが標準活性汚泥法の負荷レベルにある。

2-3-4 除去率

活性汚泥P-COD濃度が1,500~2,000mg/ℓの範囲で、流入・流出濃度でみたCOD除去率を表5-6にまとめる。

表5-6でみるとわかるように、S-CODは難分解性CODの影響と思われるが、流入濃度の低いほど除去率が悪い結果となっている。75~90%のものであった。これに対してP-CODは流出濃度のケースによる変化がないので、流入濃度

表5-6 COD除去率

の低いほど低い除去率を示している。しかしながら、両者を含めたT-CODでみると、大差はなくほぼ90%の除去率を示す。BOD除去率95%と比較すると若干低いが、生物学的に分解しにくいものをも計量するCODをベースにしているためと考えられる。

	Case 1	Case 2	Case 3
S-COD除去率(%)	74~76	84~85	90
P-COD除去率(%)	92~94	88~91	75~81
T-COD除去率(%)	88~90	87~89	87~90

以上、過去の経験を通じてまとめられた諸結果と提案したモデルによる数値実験の結果を相互比較してみたが、おおかたの点で両者の対応がみられ、結果として提案したモデルが実際の現象を理解するうえで有用であることがわかった。

2-4 各種指標の挙動

本項では、従来の検討では考慮されなかった各種の指標、たとえば浮遊性基質CODや生物量、生物活性にかかわる指標の挙動を通じて標準活性汚泥法の意義や限界を検討する。

2-4-1 浮遊性基質COD (PCOD)

新たにとり入れかつ定量化を試みている活性汚泥中の浮遊性基質CODの変化を4槽目を例として図5-5に示す。流入水の浮遊性基質COD量が多い程高い濃度を示すが、活性汚泥P-COD濃度が1,500~2,000mg/ℓを考えると表5-7のようになる。

また、PCOD/P-COD 表5-7 活性汚泥中のPCOD

CODを図5-6に示し、活性汚泥P-COD濃度が1,500~2,000mg/ℓでの値を表5-7にまとめ

	Case 1	Case 2	Case 3
活性汚泥P-COD (mg/ℓ)	1,500~2,000	1,500~2,000	1,500~2,000
PCOD	800~930	370~220	≒90
PCOD/P-COD	0.53~0.47	0.25~0.11	0.06~0.05

る。図5-6より、S-COD/T-CODが小さい程高い傾向があり、余剰汚泥引き抜き率が高くな

れば一定した値をもつ傾向になる。

図5-5あるいは図5-6より、標準活性汚泥法は流入下水のS-COD/T-CODが小さい場合、すなわち浮遊性の有機物質の濃度が高くなると、PCODを蓄積する傾向を持つ。後でもふれるが、活性汚泥法による処理効率をPCODの無機化率で評価するとき浮遊性の有機物質含率の高い下水では標準活性汚泥法は合理的ではない。このとき、wを小さくする方向、すなわち活性汚泥P-COD濃度を高める必要がある。たとえばCase1の条件でCase2程度のPCODにするには活性汚泥を2,800mg/ℓ以上にする必要がある。

2-4-2 生物量、生物活性

従来、活性汚泥法ではMLSSを微生物量に等しい

ものとみるか、これに何らかの形の活性度を付与する考え方が中心であった。それゆえ、標準活性汚泥法をはじめとして、活性汚泥の生物学的側面についての情報が乏しい。ここでは、生物量としてのDNA、生物活性量としてのRNA等の挙動にふれる。RNA/DNA、DNA/P-COD、RNA/P-COD、RNAの変化

を図5-7にまとめて示す。S-COD/T-CODが小さい程顕著だが、MLSSあたりの生物含率に近い指標であるDNA/P-CODは余剰汚泥引き抜き率が2~3%

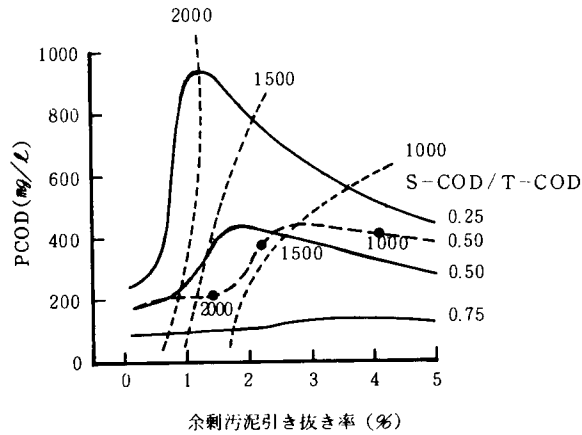


図5-5 浮遊性基質COD濃度

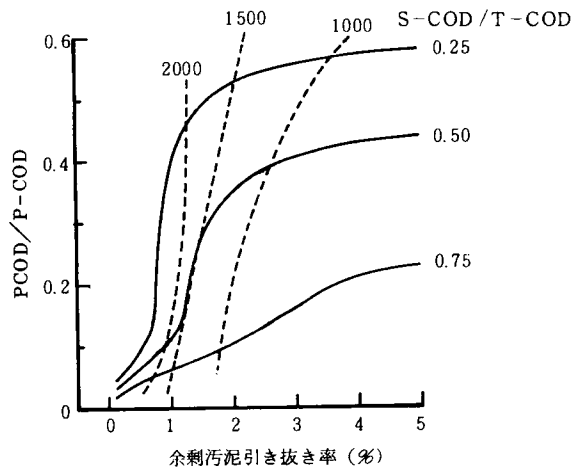


図5-6 単位汚泥あたりのPCOD

表5-8 汚泥性状

	Case 1	Case 2	Case 3
活性汚泥P-COD(mg/ℓ)	1,500~2,000	1,500~2,000	1,500~2,000
DNA/P-COD	0.014~0.016	0.024~0.027	≒0.028
RNA/DNA	1.30~1.28	1.53~1.39	1.60~1.40
RNA/P-COD	0.018~0.022	0.034~0.038	0.044~0.040
RNA (mg/ℓ)	28~43	51~68	67~80

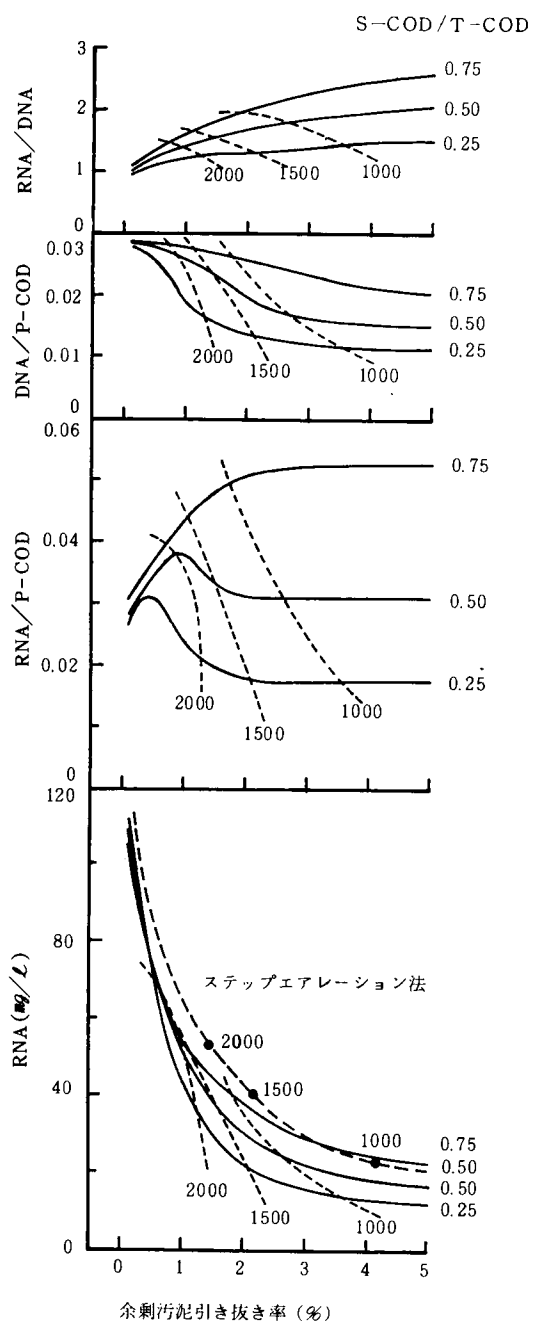


図 5-7 汚泥性状

らいまでは引き抜き率の増加とともに大きく減少している。その後大きな変化はなく、 $S-COD/T-COD$ が0.25の場合では流入する浮遊物質の値に近くなる。これに対して、単位生物量あたりの活性量とみなせる RNA/DNA は流入水中の $S-COD/T-COD$ が大きい程大ではあるが、余剰汚泥引き抜き率に対しては単調な変化である。両者の積である $RNA/P-COD$ は余剰汚泥引き抜き率が2%までは組成によって特有の変化を示すが、これをこえるとそれぞれで一定の値となる。通常の活性汚泥濃度である $P-COD$ 濃度が1,500~2,000mg/ℓのレベルでは表5-8のような値となる。

$S-COD/T-COD$ が0.50と0.75とでは生物量、生物活性量とも近い。 $S-COD/T-COD$ が0.25すなわち大半が $P-COD$ の場合には、 RNA/DNA はあまり低下しないが、 $DNA/P-COD$ 、 $RNA/P-COD$ は半分近くに低下する。Case 2を通常の下水に近いものとみると、1%前後の余剰汚泥引き抜き率は、 DNA を高い含率で保ち、 $RNA/P-COD$ をほぼヒークの状態に保つという運転操作になっている。

2-5 物質収支と無機化率の検討

標準活性汚泥法の運転条件下での物質収支の概要を示すとともに、活性汚泥法の有機物質除去能力について考察する。

2-5-1 物質収支

曝気槽の平均活性汚泥 $P-COD$ 濃度が1,500mg/ℓと2,000mg/ℓの2つの場合における COD の存在量ならびに移動量を図5-8に示す。各場合とも計算上、平均 $P-COD$ 濃度が1,500mg/ℓあるいは2,000mg/ℓ丁度の状態を得るのは困難であり、できるだけ近い状態の計算値を利用している。図5-8a~図5-8c、図5-8d~図5-8fのそれぞれにおいて、同一流入 COD 濃度、同一の活性汚泥 $P-COD$ 濃度であるにもかかわらず、各水質項目の存在量や流出負荷に大きな差異がみとめられる。

以下にいくつかの特徴を示す。

- ① $S-COD$ についてはその流入負荷の大きな違いにもかかわらず、存在量、流出負荷の絶対量における差は小さく、良好な除去がみられる。難分解性 COD が流入負荷の1~2割分上のせされて流出し、流出 $S-COD$ の大半はこれがしめる。

- ② 各基質の系内貯 表5-9 基質の存在量

留量を流入負荷量
に対する比でみる
と表5-9のよう
に計算される。 S
 COD は系内量が
ほとんどなく、1/

		Case 1		Case 2		Case 3	
活性汚泥 $P-COD$ (mg/ℓ)		1,500	2,000	1,500	2,000	1,500	2,000
曝気槽内量 流入量	$S-COD$ (日)	0.043	0.043	0.043	0.042	0.043	0.042
	$P-COD$ (日)	2.40	2.80	1.68	0.91	0.92	0.90
系内量 流入量	$S-COD$ (日)	0.045	0.045	0.046	0.045	0.045	0.045
	$P-COD$ (日)	3.30	3.85	2.29	1.23	1.23	1.21

20日分以下の量であるが、 $P-COD$ は1日分以上のものがある。しかも曝気槽での存在量は各槽ほぼ均一となっている。このことは標準法での滞留時間の多くは浮遊性基質の代謝が中心となっ

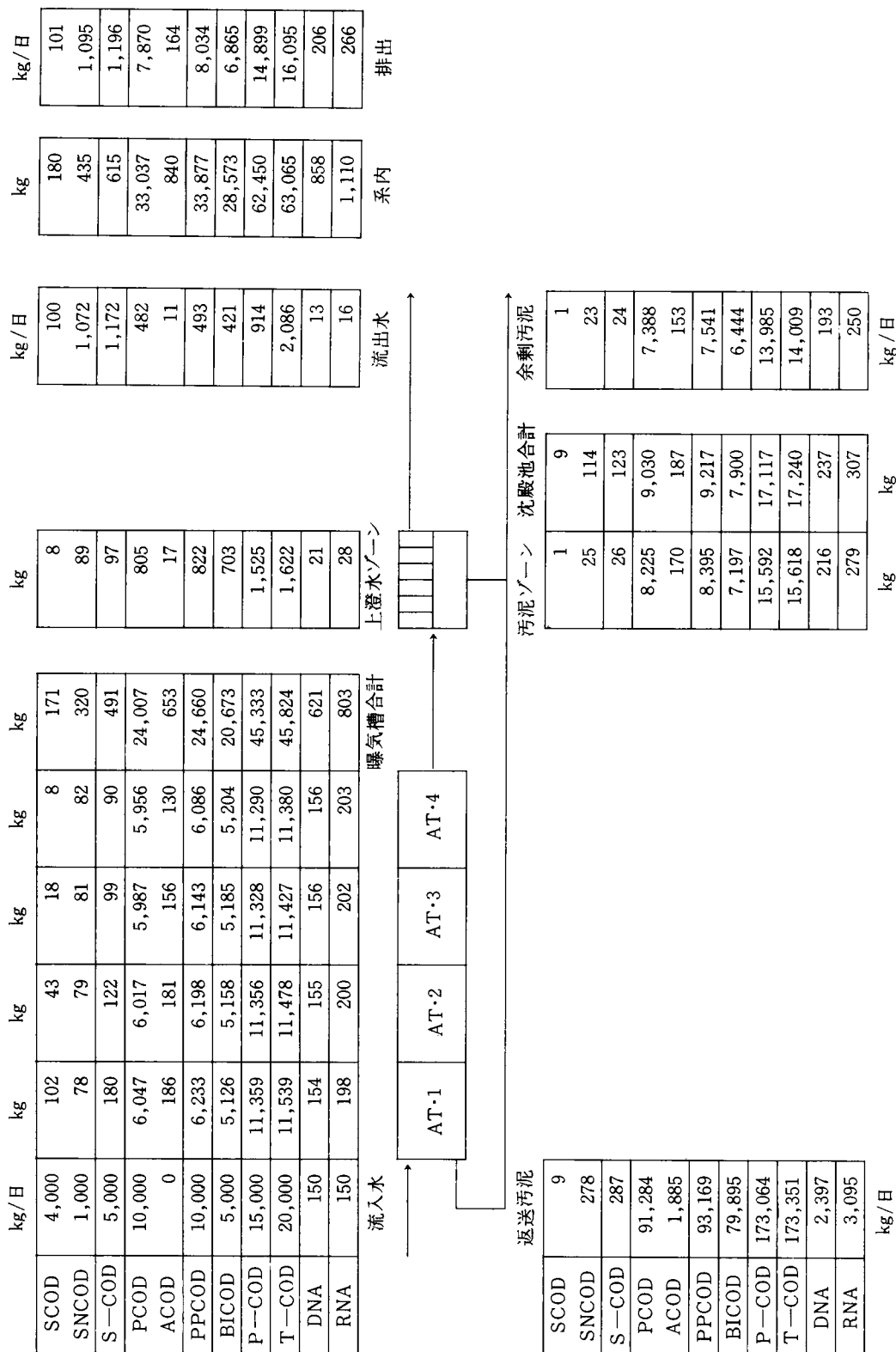


図 5-8 a 物質収支 (S-COD/T-COD=0.25, 活性汚泥 P-COD=1,500mg/ℓ)

	kg /日	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg /日	kg	kg /日	系内	排水	排出
SCOD	9,000	231	98	42	18	389		229	410	230			
SNCOD	1,000	81	83	86	89	339		1,162	463	1,179			
S-COD	10,000	312	181	128	107	728		1,391	873	1,409			
PCOD	6,667	2,880	2,823	2,766	2,707	11,176		220	15,267	2,630			
ACOD	0	340	324	268	213	1,145		17	1,449	193			
PPCOD	6,667	3,220	3,147	3,034	2,920	12,321		237	16,716	2,823			
BICOD	3,333	7,872	7,948	8,008	8,053	31,881		656	44,115	7,741			
P--COD	10,000	11,092	11,095	11,042	10,973	44,202		893	60,831	10,564			
T-COD	20,000	11,404	11,276	11,170	11,080	44,930		2,284	61,704	11,973			
DNA	100	236	238	240	242	956		20	1,323	233			
RNA	100	363	369	373	374	1,479		30	2,044	357			

SCOD	20	2	21	1
SNCOD	304	27	124	17
S-COD	324	29	145	18
PCOD	42,257	3,722	4,091	2,410
ACOD	3,127	275	304	176
PPCOD	45,384	3,997	4,395	2,586
BICOD	126,553	11,136	12,234	7,085
P-COD	171,937	15,133	16,629	9,671
T-COD	172,261	15,162	16,774	9,689
DNA	3,797	334	367	213
RNA	5,837	514	565	327
	kg/日	kg	kg	kg/日

图 5-8 b 物質収支 (S-COD/T-COD=0.50, 活性汚泥 P-COD=1,500mg/ℓ)

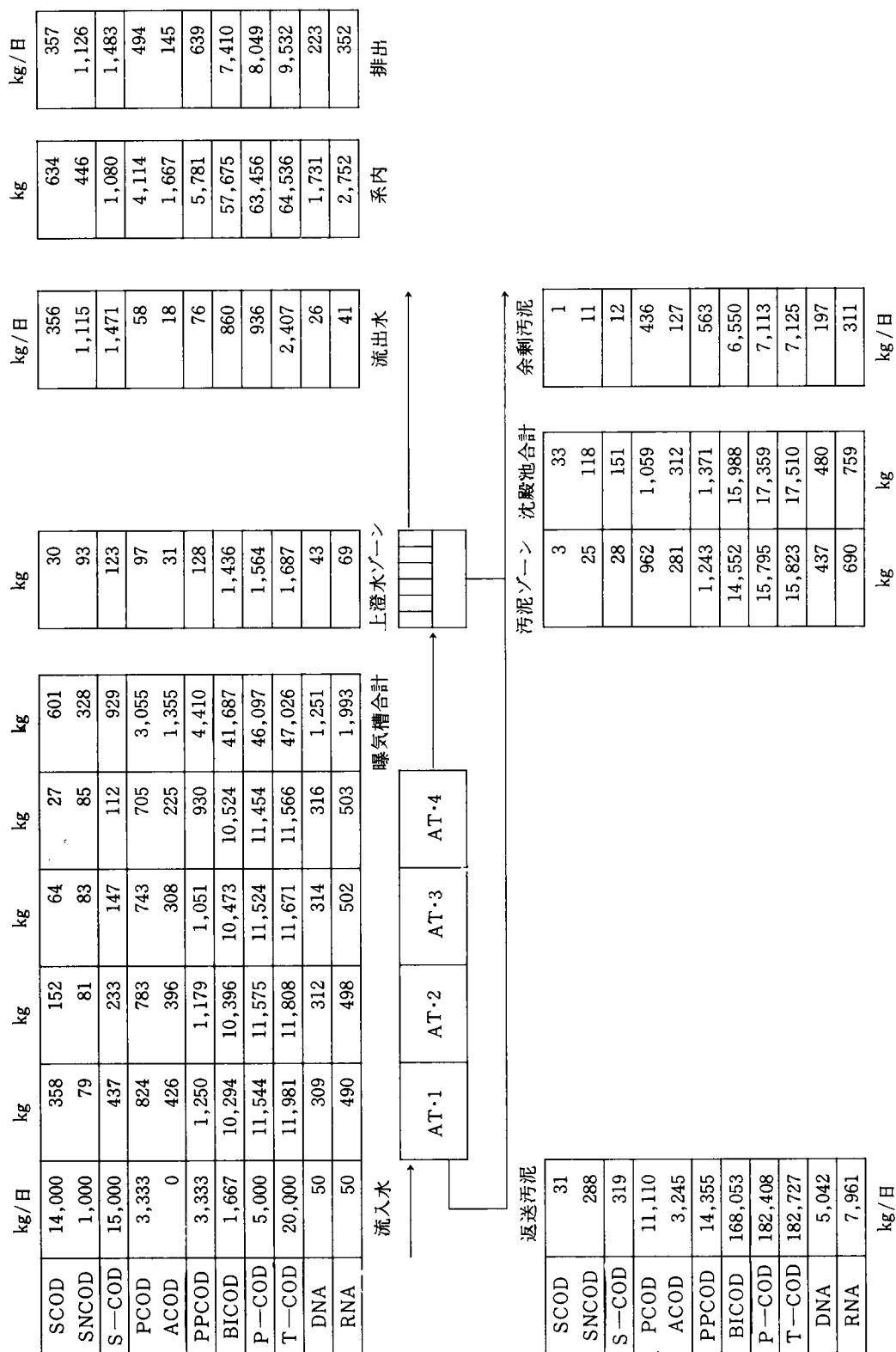


図 5-8 c 物質収支 (S-COD/T-COD=0.75, 活性汚泥 P-COD=1,500mg/ℓ)

	kg/日	kg	kg	kg	kg	kg	kg/日	kg	kg/日	系内	排出
SCOD	4,000	101	43	18	8	170	99	179	99		
SNCOD	1,000	81	83	85	88	337	1,155	459	1,171		
S-COD	5,000	182	126	103	96	507	1,254	638	1,270		
PCOD	10,000	7,083	7,029	6,975	6,920	28,007	564	38,497	6,159		
ACOD	0	207	200	175	150	732	12	952	129		
PPCOD	10,000	7,290	7,229	7,150	7,070	28,739	576	39,449	6,288		
BICOD	5,000	8,017	8,055	8,087	8,111	32,270	661	44,588	7,233		
P-COD	15,000	15,307	15,284	15,237	15,181	61,009	1,237	84,037	13,521		
T-COD	20,000	15,489	15,410	15,340	15,277	61,516	2,491	84,675	14,791		
DNA	150	241	242	243	243	969	19	1,339	216		
RNA	150	296	299	301	302	1,198	25	1,654	268		

流入水
曝気槽合計
上澄水ゾーン
流出水

返送汚泥		汚泥ゾーン 沈殿池合計		余剰汚泥	
	kg	kg	kg	kg	kg/日
SCOD	9	1	9		0.4
SNCOD	304	26	122		16
S-COD	313	27	131		16
PCOD	108,961	9,544	10,490		5,595
ACOD	2,268	199	220		117
PPCOD	111,229	9,743	10,710		5,712
BICOD	127,970	11,209	12,318		6,572
P-COD	239,199	20,952	23,028		12,284
T-COD	239,512	20,979	23,159		12,300
DNA	3,839	336	370		197
RNA	4,735	415	456		243

图 5-8 d 物质收支 ($S-COD/T-COD=0.25$, 活性污泥 $P-COD=2,000\text{mg}/\ell$)

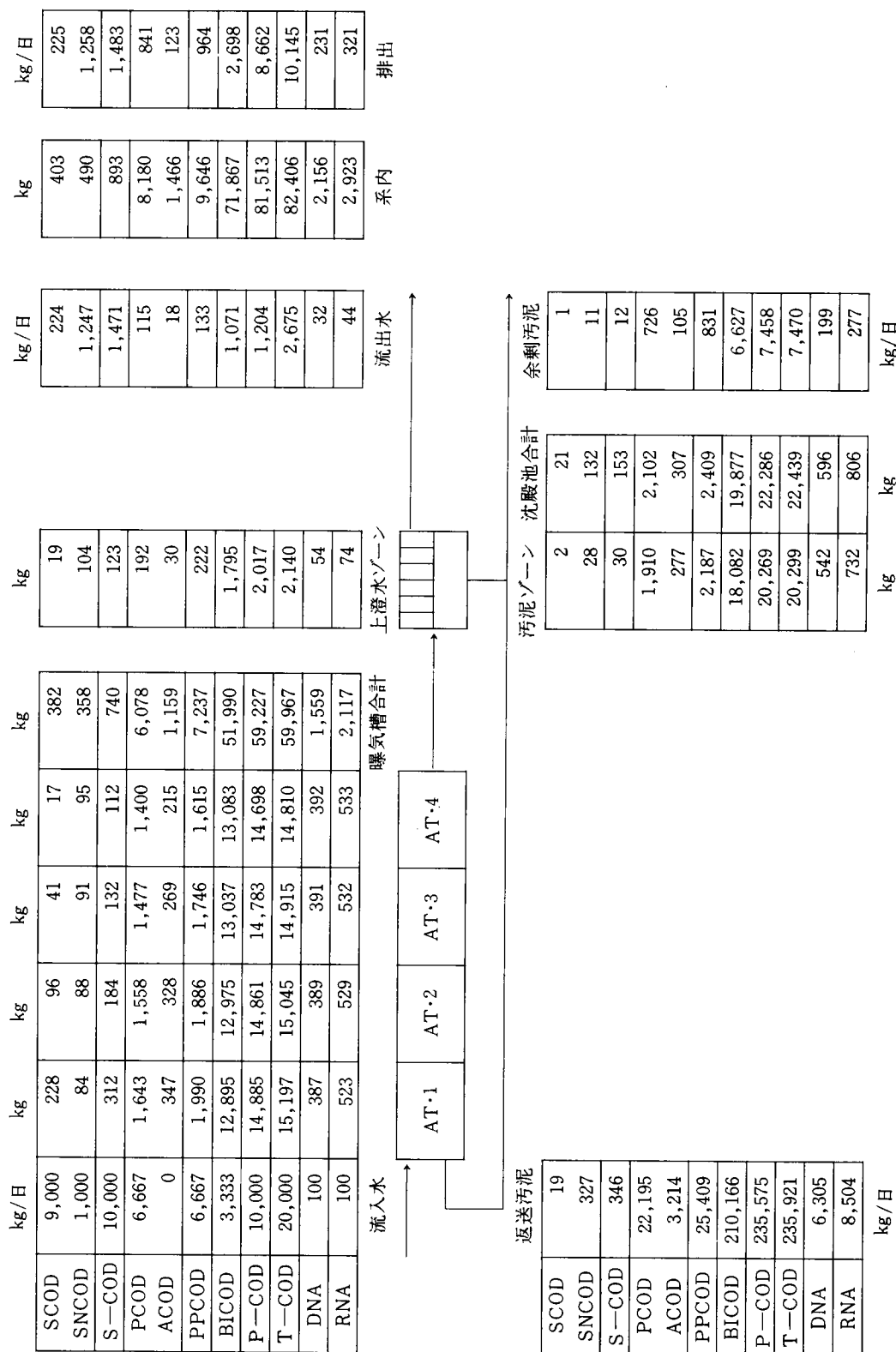


図 5—8 e 物質収支 (S—COD/T—COD=0.50, 活性汚泥 P—COD=2,000mg/ℓ)

	kg/日	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg	kg/日	kg	kg/日	排出
SCOD	14,000	355	150	63	26	594	29	349	626	350		系内 流出水 上澄水ゾーン 曝気槽合計
SNCOD	1,000	79	81	83	85	328	94	1,125	447	1,133		
S-COD	15,000	434	231	146	111	922	123	1,474	1,073	1,483		
PCOD	3,333	814	770	728	688	3,000	94	56	4,033	342		
ACOD	0	412	379	291	210	1,292	29	17	1,582	97		
PPCOD	3,333	1,226	1,149	1,019	898	4,292	123	73	5,615	439		
BICOD	1,667	13,884	13,983	14,054	14,099	56,020	1,937	1,156	77,441	7,056		
P-COD	5,000	15,110	15,132	15,073	14,997	60,312	2,060	1,229	83,056	7,495		
T-COD	20,000	15,544	15,363	15,219	15,108	61,234	2,183	2,703	84,129	8,978		
DNA	50	417	419	422	423	1,681	58	35	2,324	212		
RNA	50	588	595	599	598	2,380	83	49	3,284	298		

排出

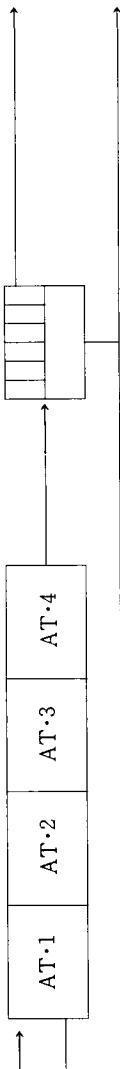
系内

流出水

上澄水ゾーン

曝気槽合計

流入水



返送汚泥		汚泥ゾーン 沈殿池合計			余剰汚泥	
	kg/日	kg	kg	kg	kg/日	kg/日
SCOD	30	3	32	1		
SNCOD	290	25	119	8		
S-COD	320	28	151	9		
PCOD	10,982	939	1,033	286		
ACOD	3,057	261	290	80		
PPCOD	14,039	1,200	1,323	366		
BICOD	227,926	19,484	21,421	5,900		
P-COD	241,965	20,684	22,744	6,266		
T-COD	242,285	20,712	22,895	6,275		
DNA	6,838	585	643	177		
RNA	9,603	821	904	249		

図 5-8 f 物質収支 (S-COD/T-COD=0.75, 活性汚泥 P-COD=2,000mg/ℓ)

ていることを示唆している。

- ③ PCODはその性質上、汚泥として系外へ出されるが、その量は Case によって大きく異なる。余剰汚泥のPCOD含率とともに、流入負荷に対する余剰汚泥負荷、系外排出負荷の割合を表5—10に示す。S—COD/T—CODが0.25で活性汚泥P—COD濃度が1,500mg/ℓの場合、流入負荷量の8割近くのもものが、余剰汚泥の半分を占める量として系外へ出る。これに対してS—COD/T—CODが0.75で活性汚泥P—COD濃度が2,000mg/ℓの場合は、流入量の1割程度のものが出るにすぎず、余剰汚泥P—COD量に対する比も数%と小さい。

表5—10 PCODの排出量

	Case 1		Case 2		Case 3	
活性汚泥P—COD (mg/ℓ)	1,500	2,000	1,500	2,000	1,500	2,000
余剰汚泥PCOD量/流入PCOD量	0.739	0.560	0.361	0.109	0.131	0.086
系外排出PCOD量/流入PCOD量	0.787	0.616	0.394	0.126	0.148	0.103
余剰汚泥のPCOD含率	0.53	0.46	0.25	0.097	0.061	0.046

- ④ 活性汚泥法は、活性汚泥の側からみると、下水中の有機物質を基質として自己増殖をはかる系であるため、系に存在するDNA量やRNA量が重要となる。図5—8にみるように、同一のCOD負荷で同一の活性汚泥P—COD濃度であってもその存在量に大きな差がみられる。DNA、RNAに関する比較を行なうと表5—11の結果がえられる。

表5—11 DNA、RNAの物質収支

活性汚泥P—COD (mg/ℓ)		1,500			2,000		
S—COD/T—COD		0.25	0.50	0.75	0.25	0.50	0.75
流 入 量	DNA (kg/H)	150	100	50	150	100	50
	RNA (kg/H)	150	100	50	150	100	50
曝 気 槽 内 量	DNA (kg)	621	956	1,251	969	1,559	1,681
	RNA (kg)	803	1,479	1,993	1,198	2,117	2,380
系 内 量	DNA (kg)	858	1,323	1,731	1,339	2,156	2,324
	RNA (kg)	1,110	2,044	2,752	1,654	2,923	3,284
RNA/DNA		1.29	1.54	1.59	1.23	1.36	1.41
曝気槽内量/流入量	DNA (H)	4.1	9.6	25.0	6.5	15.6	33.6
	RNA (H)	5.4	14.8	39.9	8.0	21.2	47.6
系 内 量/流入量	DNA (H)	5.7	13.2	34.6	8.9	21.6	46.5
	RNA (H)	7.4	20.4	55.0	11.0	29.2	65.7

活性汚泥に資化されやすいS—CODの多い下水の場合、系内のDNA量、RNA量ともに多く、また、単位DNAあたりのRNAの多い汚泥が生成される。

DNA、RNAのSludge Ageとでもいうべき、曝気槽内量の流入負荷量に対する比は数日から数十日となっている。表5—4に示したSludge Age (SA)と比較していづれも高く、とくにS—

COD/T-CODが0.50, 0.75の場合著しい。DNA, RNAのたまり込みが顕著である。活性汚泥P-COD濃度が2,000mg/ℓの場合の存在量を1,500mg/ℓの場合と比較してこれらのたまり込みのちがいをみると表5-12のようになる。

表5-12 活性汚泥P-COD濃度2,000mg/ℓの存在量の1,500mg/ℓの存在量に対する比

S-COD/T-COD	0.25	0.50	0.75
P-COD	1.33	1.33	1.33
DNA	1.56	1.63	1.34
RNA	1.49	1.43	1.19

S-COD/T-CODが0.25, 0.50ではDNA, RNAがP-COD以上に蓄積されるが, 0.75の場合ではこの傾向はなく, とくにRNAではP-COD以下である。このことはS-CODの多い下水の場合, 曝気槽MLSSを必要以上に高めてもそれに応じた生物量や生物活性量を増加しないことを示す。

2-5-2 系外へ排出するCOD

系外へ排出する有機物質をT-COD負荷として図5-9に示す。これには一般化のため, 流入T-COD負荷に対する割合をあわせて示した。ここでは流出水中の有機物質と, 余剰汚泥と流出水中のものとを加えた有機物質を負荷の形で示している。流出水中のものについては余剰汚泥引き抜き率3%付近で逆転がみられるが, おおかたの傾向はS-COD/T-CODの比率にかかわらず, 単調減少の同様なパターンを示し, 余剰汚泥引き抜き率の小さいほど大きい負荷量である。1%までの変化が大である。これと余剰汚泥負荷を加えた全部の系外排出COD負荷については2つの部分に大別されるパターンを示す。すなわち, 余剰汚泥引き抜き率約3%までの急激な増加の部分と, その後のゆるやかな増加の部分とである。これは両曲線の差で示される余剰汚泥の影響によるところが大であり, 逆にいえば, S-COD/T-CODの組成, 維持するべき曝気槽内の活性汚泥P-COD濃度の差異が余剰汚泥生成量に大きく影響することを示している。表5-13には活性汚泥P-COD濃度1,500~2,000mg/ℓにおける系外流出T-COD負荷, 余剰汚泥中のP-COD負荷を示す。図5-9, 図5-10よりもとめており, 活性汚泥P-COD濃度が1,500mg/ℓあるいは2,000mg/ℓにより近い状態でもとめた図5-8の値とは若干異なる。

表5-13 系外排出COD負荷

	Case 1	Case 2	Case 3
活性汚泥 P-COD (mg/ℓ)	1,500~2,000	1,500~2,000	1,500~2,000
系外排出T-COD負荷 (kg/日)	15,550~14,110	11,470~10,440	9,500~8,980
系外排出T-COD負荷/流入T-COD負荷	0.778~0.706	0.574~0.522	0.475~0.449
余剰汚泥P-COD負荷 (kg/日)	13,920~12,000	9,650~7,920	7,200~6,240
余剰汚泥P-COD負荷/流入T-COD負荷	0.696~0.600	0.482~0.396	0.360~0.312
余剰汚泥P-COD負荷/流入P-COD負荷	0.928~0.800	0.965~0.792	1.440~1.248

活性汚泥P-COD濃度を1,500mg/ℓに維持するとき, 系外へ排出すべきT-CODはCase 1で流入負荷の約80%になり, S-CODの割合が多くなるにつれて, 約60%, 約50%と低下する。活性汚泥P-COD濃度が2,000mg/ℓの場合は, 同様に約70%, 約50%, 約45%となる。これらより, 通常の下水に近いCase 2では流入するT-CODの約50~60%のものを水処理系から排出しているこ

となる。

余剰汚泥中のP-CODについてみると、流入T-COD負荷に対する比は系外流出T-COD負荷の場合より約10%少ないが同様の傾向にある。また、これを流入するP-COD負荷の比でみるとCase 1, Case 2, Case 3で各々0.93~0.80, 0.97~0.79, 1.44~1.25となる。S-CODの比率の低い流入下水の場合、流入SSに近いものが余剰汚泥となるが、S-CODの比率の高い流入下水の場合は流入SSよりも多い負荷の余剰汚泥が生成する。

図5-10は流入P-COD負荷と余剰汚泥中のP-COD負荷、流入P-COD負荷さらには流入T-COD負荷

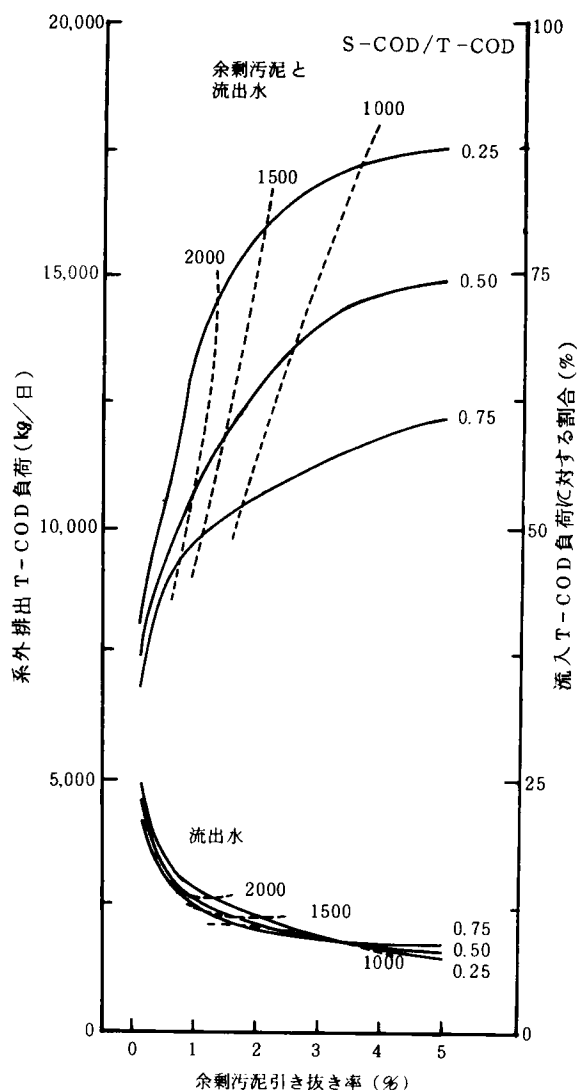


図5-9 系外排出T-COD負荷とこれの流入負荷に対する割合

COD負荷の割合を示しているが、前述のように、標準活性汚泥法で流入下水のS-COD/T-CODが0.5付近の場合、流入P-COD負荷を余剰汚泥のP-COD負荷に近いものとみなせる。

系からの排出COD量をできるだけ少なくすることは、活性汚泥法の運転において重要と考えられるが、このためには余剰汚泥引き抜き率を小さくして、活性汚泥P-COD濃度を高めることが必要であり、返送汚泥濃度を高める必要がある。實際上、返送汚泥のP-COD濃度を1万数千mg/l以上にすることは現実的でなく、返送率が25%の運転では活性汚泥P-COD濃度を3,000~4,000mg/l程度にするのが限界であろう。このとき、Case 2では5,760~3,840kg/日程度の余剰汚泥が生成することになるが、流入P-COD負荷量の60~40%程度、また流入T-COD負荷量の30~20%程度

になる。

余剰汚泥量と流入水質組成ならびに活性汚泥P-COD濃度との関係を見るべく、図5-4 aと図5-10より得たものが図5-11である。これを定式化することは困難であるが、この図を利用することによって、流入下水の有機組成が判明した下水に対して、曝気槽の活性汚泥濃度と余剰汚泥量、余剰汚泥量の流入負荷量

に対する割合のおよそ

の関係をを知ることがで

きる。たとえばP-COD負荷量の±10%までの範囲ならば余剰汚泥P-COD負荷量を流入P-COD負荷量に等しいとみると、図中の斜線部と曲線との関係から Case 2 では標準活性汚泥法の運転がほぼこれにあたる。

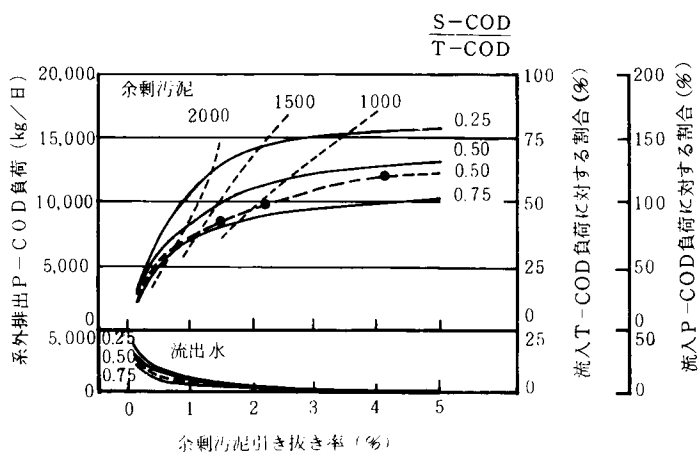


図5-10 系外排出P-COD負荷とこれの流入負荷に対する割合

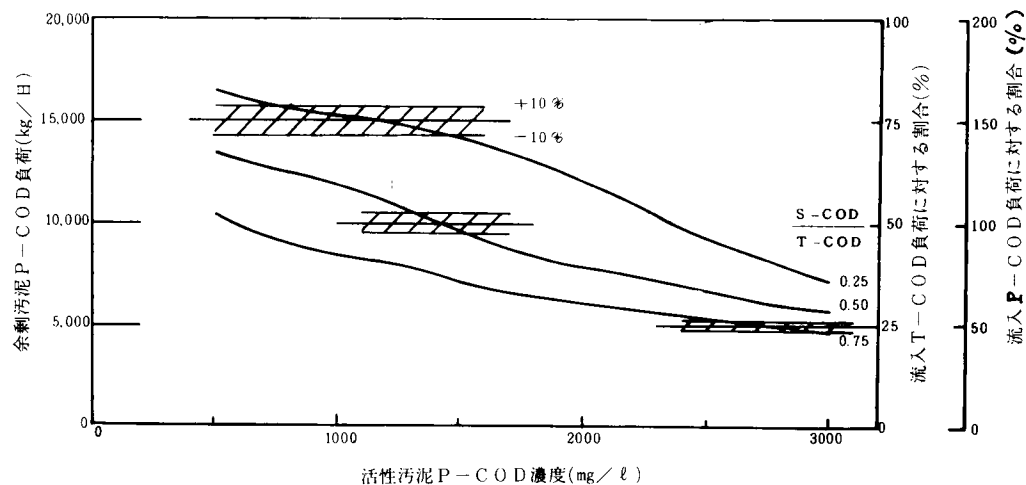


図5-11 余剰汚泥P-COD負荷とこれの流入負荷に対する割合とに及ぼす活性汚泥P-COD濃度と流入組成の影響

2-5-3 代謝率と無機化率

活性汚泥法の効果は下水中の有機物質の除去で議論することが通例であるが、余剰汚泥の生成を抑制するという意味で、系での無機化率が重要な要素となる。ここでは式(5-1)で定義する代謝率をもとにこれについて検討する。

$$\text{代謝率} = \frac{\text{流入負荷量} - (\text{余剰汚泥負荷量} + \text{流出負荷量})}{\text{流入負荷量}} \times 100 \quad (\%) \quad (5-1)$$

SCOD, S-COD, PCODについては、代謝量のうち生物性CODにならない部分が無機化される量になるため、代謝率の0.567倍が無機化率とみなせる。0.567は代謝COD量の0.013倍がDNA合成量になり、DNA量を0.03で除したものが生物性COD量であることから、 $(1 - 0.013/0.03)$ で得る。また、T-CODについては式(5-1)の代謝率が無機化率となる。これらの結果を図5-1

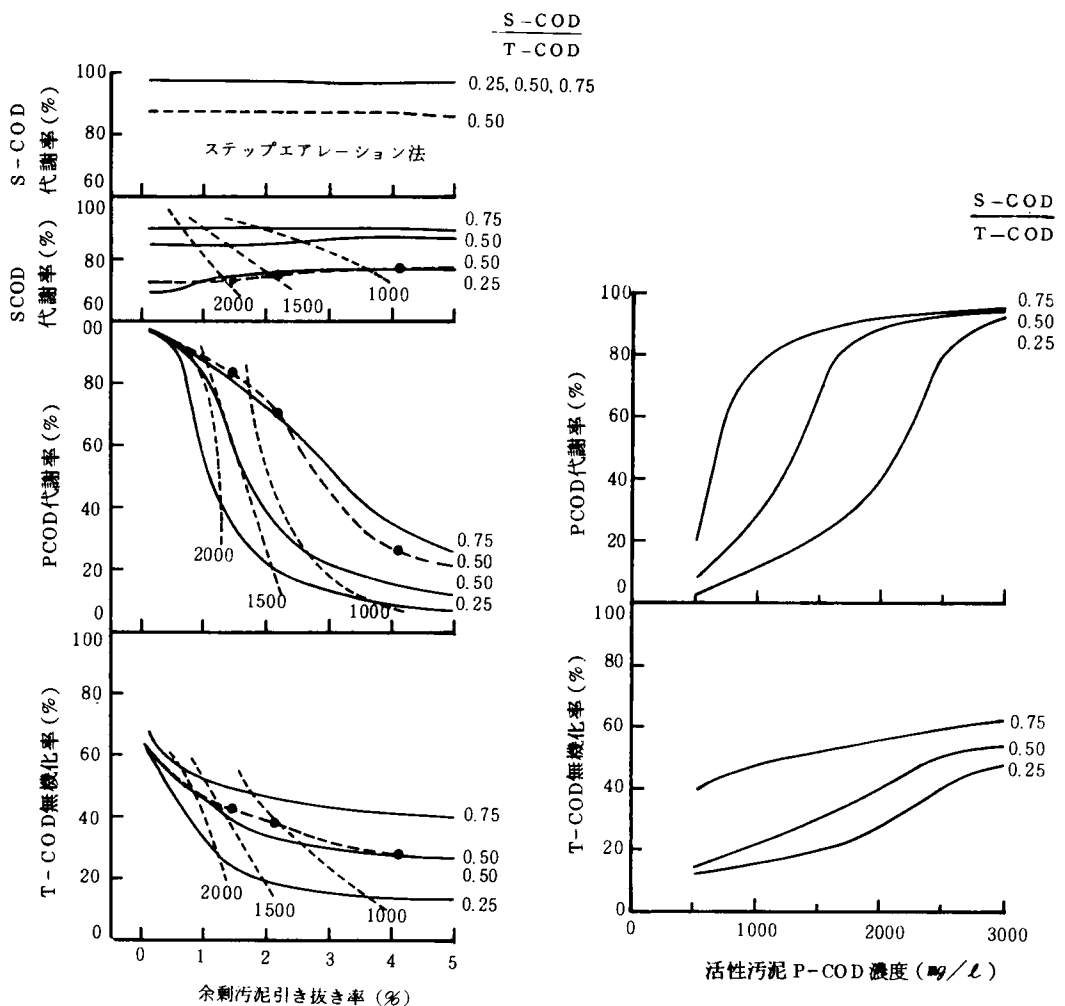


図5-12 代謝率，無機化率

図5-13 活性汚泥P-COD濃度に対する代謝率，無機化率

12に示す。S-CODの代謝率は流入組成、余剰汚泥引き抜き率すなわち活性汚泥P-COD濃度にかかわらずほぼ一定で97%前後であった。これに対して、S-CODは難分解性CODの影響で流入水のS-COD/T-CODが小さく、かつ活性汚泥P-COD濃度が高い程低くなる傾向にあるが、Case 2では85%程度は可能である。

これらに対してP-CODは活性汚泥P-COD濃度の影響が大で、Case 2でも10%以下から90%以上と大きく異なる。無機化率にすると数%から50%程度となっている。合成された生物の自己分解も含めたT-CODの無機化率は余剰汚泥引き率が3%程度までは低下するがそれ以降はほとんどかわらず一定である。このとき、図5-6にみるように活性汚泥の組成もほとんど変化していない。

P-COD代謝率とT-COD無機化率の活性汚泥P-COD濃度に対する変化を図5-13にまとめる。P-COD代謝率については、活性汚泥P-COD濃度が500mg/ℓ程度とうすい場合と3,000mg/ℓ程度と濃い場合は流入組成にかかわらず同程度であるが、両者の中間にある濃度域では組成によって大きく異なる。1,500~2,000mg/ℓの範囲をみると表5-14のようになり、標準的なCase 2でも活性汚泥濃度の影響が大きい。

T-COD無機化率に 表5-14 P-COD代謝率

については活性汚泥P-COD濃度が3,000mg/ℓでは、組成によって変るが

	Case 1	Case 2	Case 3
活性汚泥P-COD(mg/ℓ)	1,500~2,000	1,500~2,000	1,500~2,000
P-COD代謝率 (%)	21.5~39.5	65.0~88.0	87.0~91.5

45~60%の無機化率では最大の効率である。活性汚泥濃度の低下に従って低下し、Case 2, Case 3のようにS-COD含率の小さい場合その傾向が大きい。活性汚泥P-COD濃度が1,500~2,000mg/ℓの範囲ではCase 2で30~40%程度、Case 3で50~55%程度となるが、Case 1では20%前後で無機化率はあまり高いとはいえない。

2-6 水温効果の検討

これまでの検討は20℃の水温を想定したものであったが、Case 2の流入水質を例として流出水質や汚泥性状に対する水温の効果を検討する。

余剰汚泥引き抜き率に対する活性汚泥P-COD濃度を水温をパラメータとして示すと図5-14aをうる。また、各種指標の余剰汚泥引き抜き率との関係を図5-14b~図5-14gに示す。これらには図5-14aよりもとめた引き抜き率と活性汚泥P-COD濃度との関係を明示した。P-CODについては、P-COD濃度を2,000mg/ℓで運転すると10℃では最高濃度となるのに対して、20℃、30℃では、ほぼ最低の濃度となり、MLSSを同じにしてもその保持する浮遊性基質濃度が大きく異なることを示す。活性汚泥P-COD濃度が低くなると生物反応が抑えられることにより、逆にP-COD濃度が高くなると浮遊性基質の代謝が進行することによって、水温の影響が複雑である。

活性汚泥の性状としてDNA/P-COD, RNA/DNA, RNA/P-CODを図5-14cにまとめた。DNA/P-CODにおける温度効果はP-COD濃度が2,500mg/ℓをこえると顕著ではないが、通常のP-COD濃度では大きくあらわれている。P-COD濃度が低くなるにつれ20℃と30℃との差が大きくなり、10℃と20℃とが近づく。これに対して、RNA/DNAはP-COD濃度が小さい程大き

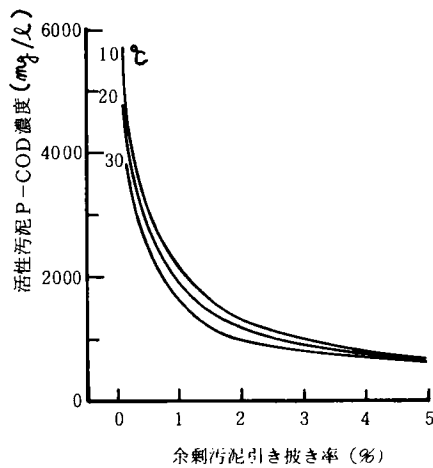


図 5—14 a 活性汚泥 P—C O D 濃度

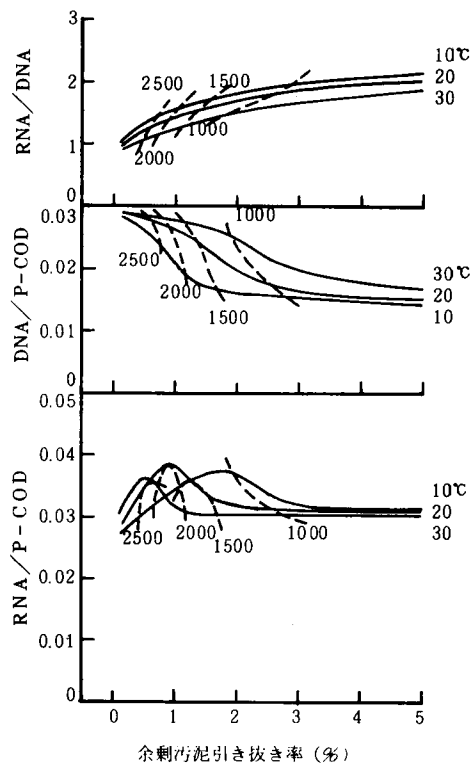


図 5—14 c 汚泥性状

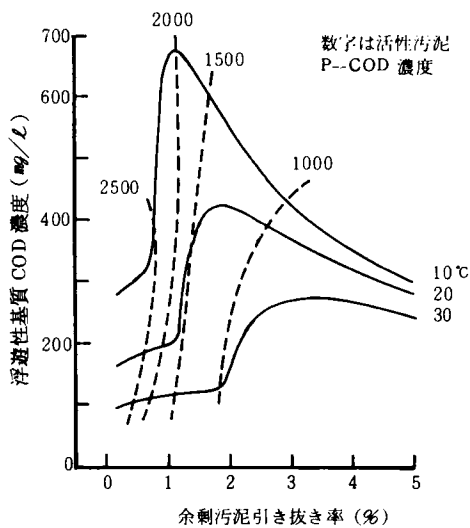


図 5—14 b 浮遊性基質 C O D 濃度

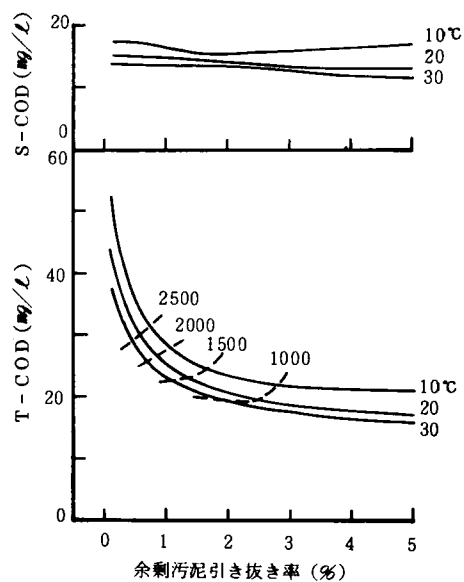


図 5—14 d 流出水質

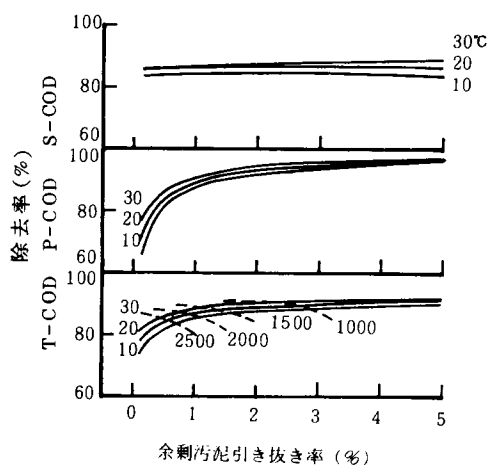


図 5-14 e C O D 除去率

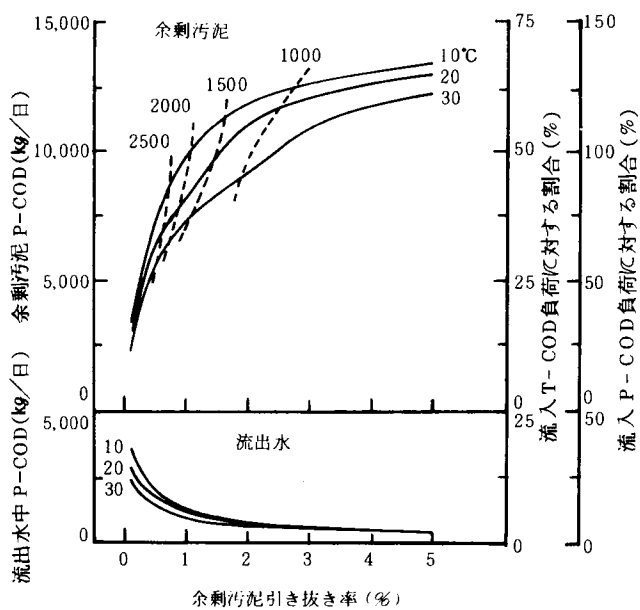


図 5-14 f 系外排出 P-C O D 負荷

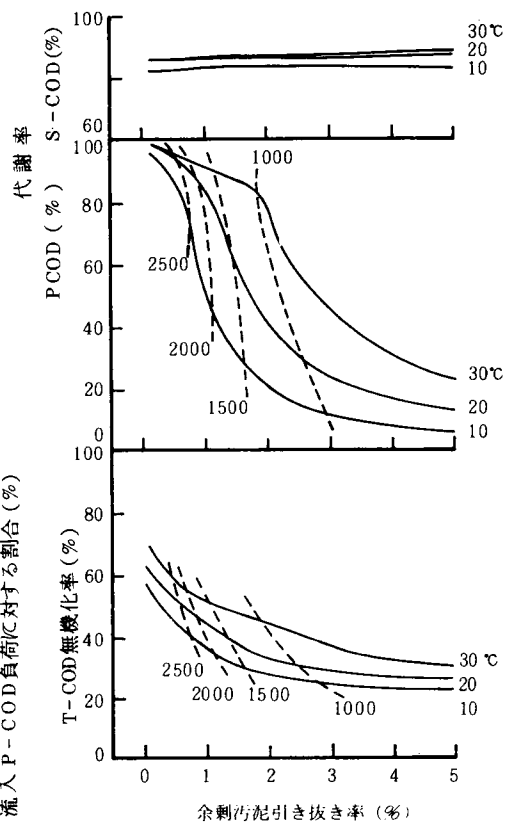


図 5-14 g 代謝率, 無機化率

くなるが、水温効果に対するP-COD濃度の影響は小さい。両者の積の形であるRNA/P-CODについては、P-COD濃度が2,500mg/ℓと高い時、低温側で高く、P-COD濃度が低くなるにつれて高温側において高い値となる。

流出水質を図5-14dに示す。S-CODは水温が低い程流出水質が高い。モデル上、活性汚泥P-COD濃度が等しい時には流出水のP-COD濃度は等しいため、T-CODの濃度差は同一活性汚泥P-COD濃度のもとではS-CODの濃度差となる。処理能力の水温効果を除去率でみたものが図5-14eである。S-CODは余剰汚泥引き抜き率すなわち活性汚泥P-COD濃度にかかわらずほぼ一定している。10℃で若干低いが、このときでも80%以上の除去率がみられる。流出水のP-COD濃度は活性汚泥P-COD濃度に依存するため、余剰汚泥引き抜き率の小さい時除去率を低下し、T-CODの除去率にはこれの影響もあらわれている。しかしながら、T-COD除去率に対する水温効果は、同一活性汚泥濃度でも、また活性汚泥濃度が異なってもあまり大きなものではない。除去されたもののうちP-CODとして系外へ排出されるものを図5-14fに示した。維持すべき活性汚泥P-COD濃度に対して余剰汚泥生成量への水温効果が異なり、P-COD濃度が低いと高温側で差が大きく、P-COD濃度が高いと低温側で差が大きい。たとえば10℃でP-COD濃度を2,500mg/ℓに維持するのに必要な余剰汚泥量は、30℃で1,000mg/ℓのP-COD濃度を維持するのに必要な量に対応する。

最後に、S-COD、P-CODの代謝率とT-CODの無機化率に対する水温効果をみる。図5-14gに示すように、S-CODは除去率とほぼ同じであるが、P-CODの代謝率には水温効果が大きい。同一活性汚泥P-COD濃度であっても水温が異なると生物含率や活性が異なったり、浮遊性基質COD濃度が異なるため、 Q_{10} 法則のような一定した関係はみられない。図5-14gから、たとえば20℃で2,000mg/ℓのもつ効果は30℃で1,000mg/ℓのもつ効果と等しく、また、20℃で1,500mg/ℓの効果を10℃で得ようとするれば2,500mg/ℓ近くに維持する必要があることなどがわかる。ただし、P-COD濃度を2,500mg/ℓ以上に維持すれば水温にかかわらず、80%以上の代謝率を得る。T-CODの無機化率ではP-CODの代謝率ほど顕著ではないが、水温効果が大きい。50%の無機化率を得るには、30℃では1,500mg/ℓのP-COD濃度でよいのに対して10℃では2,500mg/ℓ近くのP-COD濃度にする必要がある。図5-14gで余剰汚泥引き抜き率0の外挿値を理論上の最大値とみると、10℃で60%程度、30℃で75%前後となる。

2-7 まとめ

本節では第3章で定式化し、第4章でパイロットプラントによる処理実績をシミュレーションすることで実用に供しうることを示した活性汚泥の有機物質浄化モデルを用いて、標準活性汚泥法の検討を行った。余剰汚泥引き抜き率を運転操作のパラメータとして得た定常解を対象とした。以下、得られた成果を要約する。

- 1) 下水中の有機物質ではBODはCODの約1/2であり、下水や活性汚泥のP-CODはSSにほぼ等しい値を示すという前提で、標準活性汚泥法に対して経験的に示されている操作・設計因子の説明を試みた。表5-3のCase 2を標準とした3つの流入水質について、曝気時間7.2時間、汚泥返送率25%を与えて検討したところ、MLSS濃度(本章では、活性汚泥P-COD濃度)、汚泥日令、B

OD・SS負荷(COD・活性汚泥P-COD負荷), BOD除去率(COD除去率), 余剰汚泥発生率について, 従来から提示されている値を再現できた。

- 2) 従来からの因子に加えて本論文ではじめて検討を加えた活性汚泥中の浮遊性基質量, 生物量や生物活性量の挙動を明らかにした。たとえば, Case 2 で活性汚泥P-COD濃度が1,500~2,000mg/ℓを想定すると, PCODは370~220mg/ℓでPCOD/P-CODは0.25~0.11となる。単位活性汚泥あたりの生物量あるいは生物活性量であるDNA/P-COD, RNA/P-CODについては, 前者が0.024~0.027, 後者が0.034~0.038であり, 単位生物量あたりの生物活性量であるRNA/DNAについては1.53~1.39となる。
- 3) 活性汚泥P-COD濃度として1,500mg/ℓ, 2,000mg/ℓの2つの場合について物質収支を明らかにした。また, より広い活性汚泥濃度領域において流入組成が余剰汚泥生成量に及ぼす影響を図示した。たとえば, Case2の流入下水で標準法の汚泥濃度の場合, 余剰汚泥P-COD負荷量は流入P-COD負荷量にほぼ等しいが, 他のケースではこれが成立しない。さらに, 代謝率や無機化率の検討から, 活性汚泥P-COD濃度を約3,000mg/ℓまで上昇すれば巾広い流入組成の下水についてPCODの代謝率を90%以上とし, T-CODの無機化率を45~60%にすることが可能であるが, この程度が限界であろうことを示した。
- 4) 水温効果は, 流出水質にはわづかであるが, 生成される活性汚泥の性状に大きく影響し, 夏季と冬季では同一の活性汚泥濃度であってもその性状を変える。これらをDNAやRNAを用いて定量的に示すとともに, 生成される余剰汚泥量や流入T-CODの無機化率の大きさのちがい等を明確にした。たとえば, 30℃の水温では活性汚泥P-COD濃度1,000mg/ℓで得られるT-COD無機化率が20℃では2,000mg/ℓでないと得られない。

第3節 活性汚泥法変法の検討

3-1 はじめに

前節においては, 標準活性汚泥法に対して, モデルによるシミュレーション値を用いて種々の面から検討を加えた。経験的に得られた操作・設計因子についておよその説明を加えるとともに, 浮遊性基質CODや生物指標の挙動について推察した。

本節では, 活性汚泥法の変法として表5-1に示したモディファイドエアレーション法, ステップエアレーション法, バイオソープション法, ハイレートハイローディング法, 全酸化法について検討する。

次項においてステップエアレーション法について考察し, その後でこれ以外の諸変法について考察する。

3-2 ステップエアレーション法

標準活性汚泥法と同様に広く用いられている方法であるステップエアレーション法についての検討結果を示す。

シミュレーションは標準法で用いたCase 1~Case 3の流入水質条件を用い, 装置特性, 流入水流量等の条件も標準法の検討で用いたものと同じである。このため, 通常ステップエアレーション法は標準

法よりいく分短い曝気時間であるが、ここでは同じとなっている。なお、流入下水は曝気槽に等分して入れる。

3-2-1 各種指標の挙動

曝気槽汚泥の平均P-COD濃度を図5-15aに示す。余剰汚泥引き抜き率に対する変化の傾向は

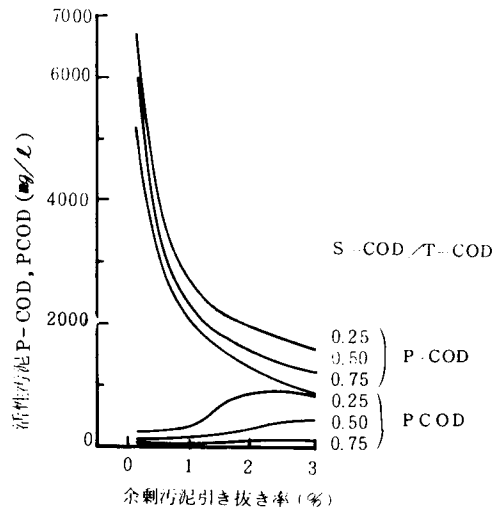


図5-15a 平均活性汚泥P-COD濃度、平均浮遊性基質COD濃度

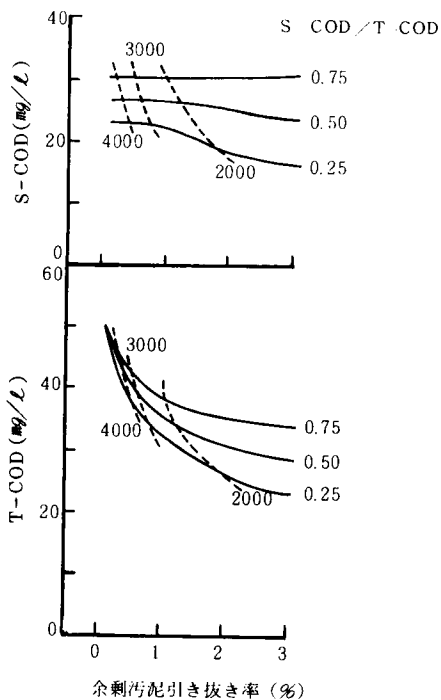


図5-15b 流出水質

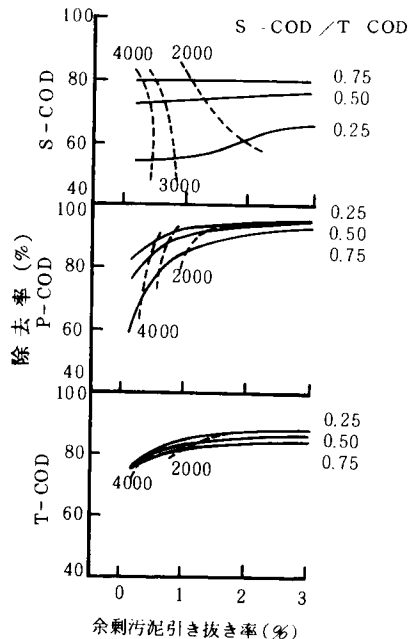


図5-15c COD除去率

標準法の場合と同様だが、標準法に比べて同一引き抜き率に対する値は高い。その1例としてS-COD/T-CODが0.50の場合を図5-4に点線で示してある。活性汚泥P-COD濃度を2,000～3,000mg/ℓに維持するには、余剰汚泥引き抜き率をCase 1で0.85～1.9%, Case 2で0.6～1.3%, Case 3で0.55～1.1%にする必要があり、表5-1に示した値に近い。

平均PCOD濃度の変化を図5-15aに示したが、活性汚泥P-COD濃度が高い場合は流入組成にかかわらず同程度で低い。これに対して活性汚泥P-COD濃度が低くなると、S-COD含率の小さい流入下水の場合、高くなる。標準法との比較のため、Case 2について、PCOD濃度を図5-5に示した。ピーク出現時の余剰汚泥引き抜き率は異なるものの余剰汚泥引き抜き率に対するパターンは類似している。なお、図5-4aを利用してピーク出現時の活性汚泥P-COD濃度をみると、両法ともに約1,300mg/ℓではほぼ等しい。

流出水質を図5-15bに示す。S-CODはS-COD/T-CODが高い場合、すなわち流入S-COD濃度が高い場合ほど、高濃度で流出している。Case 1とCase 2, Case 2とCase 3とで、流入S-COD濃度は50mg/ℓずつ異なるが、流出水質では数mg/ℓ程度の差となっている。T-COD濃度はS-COD/T-CODが小さいほど、また、余剰汚泥引き抜き率が大いほど低くなる単調な変化を示しているが、高くても50mg/ℓ程度であった。図5-4bに標準法との比較のため、Case 2を例として点線で示したように、ステップエアレーションの方が10mg/ℓ程度高い。このため除去率は標準法に比較し劣っている。ただ、図5-15cに示すように活性汚泥P-COD濃度が2,000～3,000mg/ℓではT-COD除去率を80～90%程度確保しうる。

汚泥日令はCase 1で4～6日、Case 2で6～9.5日、Case 3で11～18日と計算され高い。これは通常用いられる4.0～6.0時間の曝気時間の1.2～1.8倍に相当する曝気時間を想定したため、その分曝気槽内の活性汚泥量が多くなったことによる。これを考慮すると通常いわれる値に近くなる。

3-2-2 余剰汚泥生成量

余剰汚泥生成量を流出水中のP-COD負荷とともに図5-16に示す。流入するP-COD濃度が高くなる程多くなるのは標準法と同様であるが、図5-10のCase 2の例より明らかなように標準法より少ない。同一の下水を処理する時、ステップエアレーション法による運転は流出水S-CODは若干高いが余剰汚泥量を少なくおさえることがわかる。ただし、標準法とステップエアレーション法とで平均の活性汚泥

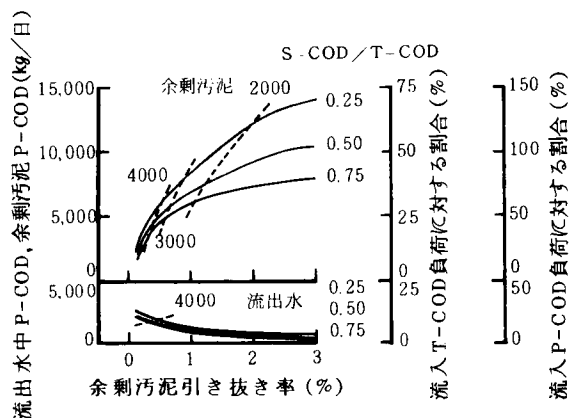


図5-16 系外排出P-COD負荷

P-COD濃度を同程度に保つとすれば、両者の余剰汚泥P-COD負荷量にはほとんど差はない。

3-2-3 生物量, 生物活性

活性汚泥の生物含率DNA/P-CODと単位生物量あたりの活性量RNA/DNAを図5-17にまとめ。余剰汚泥引き抜き率が等しいところを標準法と比較すると、DNA/P-CODは相対的に高く、RNA/DNAは低い。

しかしながら、図5-6, 図5-17で活性汚泥P-COD濃度が同一の所を比較するとDNA/P-COD, RNA/DNAともに両法で差はない。ステップエアレーション法と標準法において活性汚泥濃度を同じ程度に維持する運転をすれば生成される汚泥の性状は同じであるとみなせる。

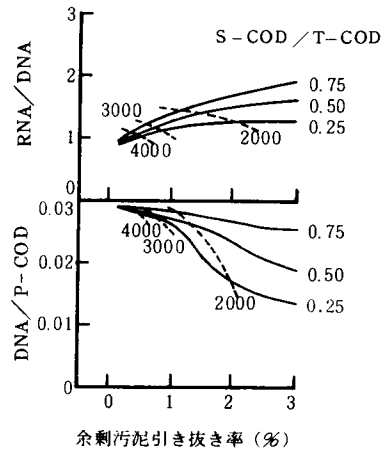


図5-17 汚泥性状

3-2-4 基質除去活性, 基質代謝活性

ステップエアレーション法の1つの特色として、酸素消費の均等化がいわれるが、ここでは基質の除去活性と代謝活性について検討する。式(3-21)で示される溶解性基質除去速度、式(3-36)の右辺第3項で示される基質プール中の基質代謝速度を標準法との対比で図5-18に示す。なお、いずれも平均の活性汚泥P-COD濃度を2,000mg/lとしている。これより、溶解性基質除去についてはステップエアレーション法

で明確な均等効果がみられるが、酸素消費速度に関連すると考えられる基質プール中の基質代謝速度については両者において均等化効果がみられない。標準法では溶解性基質除去量の不均等さが、また、ステップエアレーション法では浮遊性基質の加水分解量の不均等さが原因していると考えられる。

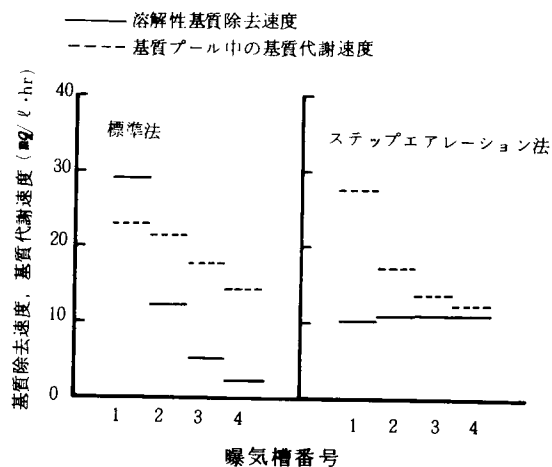


図5-18 基質除去速度, 基質代謝速度

3-3 その他の変法

3-3-1 シミュレーション条件

標準法，ステップエアレーション法を除いた活性汚泥法諸変法について，表5-1に示す諸変数を中心に検討する。シミュレーションにあたっては，曝気時間と返送率を表5-15のように定め，余剰汚泥引き抜き率を変数として，各引き抜き率での定常解を求めた。各変法で曝気時間を2.4時間の倍数としたため，表5-1の範囲で大きめの値となっている。流入水質はCase 2を想定し，水温は20℃である。

各変法は計算上，余 表5-15 シミュレーションのための運転条件

余剰汚泥引き抜き率の幅		曝気槽容積	曝気時間	返送率
広い範囲の値を得ることができ	モディファイドエアレーション法	10,000m ³	2.4hr	10%
が，以下の	バイオソープション法	10,000 (20,000)	2.4 (4.8)	100
図では非現実的な部分	ハイレートハイローディング法	20,000	4.8	50
は除いた。すなわち，	全酸化法	100,000	24.0	100

モディファイドエアレーション法で返送汚泥濃度が15,000mg/ℓ以上，全酸化法で余剰汚泥引き抜き率が1%以上の範囲である。

注) バイオソープション法の下段()は再曝気槽

3-3-2 各種指標の挙動

曝気槽の活性汚泥P-COD濃度，P-COD濃度を図5-19a，bに，またCOD・活性汚泥P-COD負荷を図5-19cに示す。

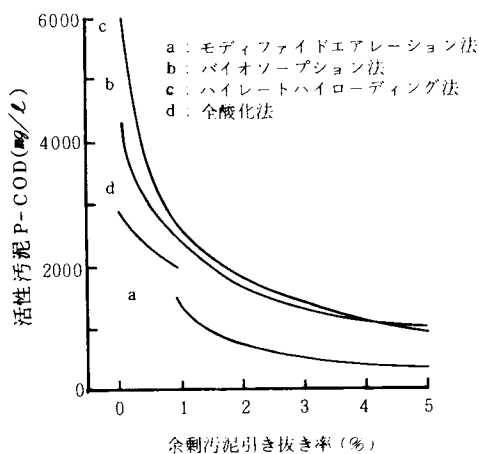


図5-19a 活性汚泥P-COD濃度

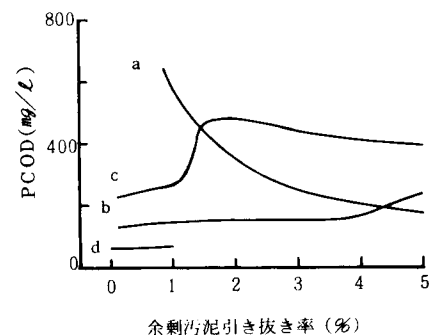


図5-19b 浮遊性基質COD濃度

モディファイドエアレーション法では、活性汚泥P-COD濃度を800mg/ℓ以下に保つのに2%近い余剰汚泥引き抜き率を必要とする。このとき負荷は290程度であるが、BODはCODの約1/2でありSSはP-CODにはほぼ等しいことからkgBOD/100kgSS・日では約145となる。

バイオソープション法では、3,500mg/ℓ程度以上の活性汚泥P-COD濃度を維持するには引き抜き率を0.25%程度以下に

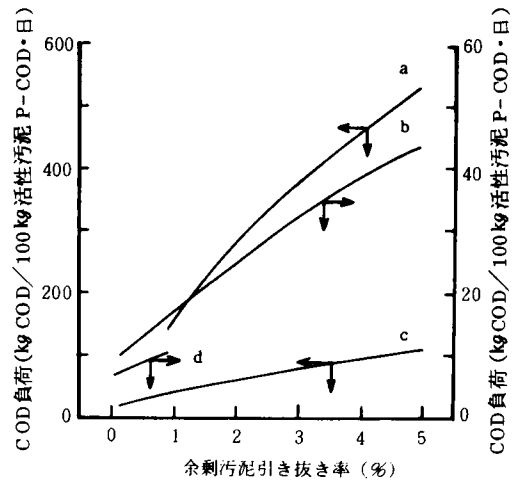


図5—19c COD・活性汚泥P-COD負荷

おさえる必要がある。負荷は約11となり、BOD・SS負荷では約5.5となる。ハイレートハイローディング法では、モディファイド法と同様の变化をするが、バイオソープション法と同じく、活性汚泥P-COD濃度を3,500mg/ℓ程度に維持するためには0.6%程度の引き抜き率にする必要がある。負荷は約30でBOD・SS負荷でみると約15である。全酸化法では、引き抜き率がほぼ0で活性汚泥P-COD濃度が3,000mg/ℓ程度どまりであった。負荷は約14でBOD・SS負荷は約7であった。

前述のように、曝気時間が大きめであること、表5—1の諸数値のよってきたる水質や水温の条件等が必ずしもシミュレーション条件に近いとはかぎらないだろうことを考えると、ここで得た結果は各変法の特徴を十分表現しえたものと解せる。

曝気槽のPCOD濃度は図5—19bに示したが、処理法によってその挙動が大きく異なる。たとえば、モディファイドエアレーション法を除いた各変法で活性汚泥P-COD濃度を2,500mg/ℓに一定に維持するとき、バイオソープション法、ハイレートハイローディング法、全酸化法の各々において、PCOD濃度とこれのP-COD濃度に対する割合は順に140mg/ℓで5.6%、280mg/ℓで11.2%、60mg/ℓで2.4%となる。さらに、前述の各変法の目安となる活性汚泥P-COD濃度では表5—16のようである。

表5—16 各種変法の浮遊性基質COD

	活性汚泥P-COD	浮遊性基質COD	浮遊性基質COD 活性汚泥P-COD
モディファイドエアレーション法	800mg/ℓ	290mg/ℓ	36.3%
バイオソープション法	3,500	130	3.7
ハイレートハイローディング法	3,500	250	7.1
全酸化法	2,900	60	2.1
標準法	1,750	280	16.0
ステップエアレーション法	2,500	200	8.0

表5—16には標準法、ステップエアレーション法についても示したが、同下水を扱うにもかかわらず、処理法によって生成される汚泥の性状が大きく異なっていることが明らかである。このことは好気性消化を主に浮遊性基質の代謝とみなすと、各処理法によって生成される汚泥の減少率が変化することを意味し、渡辺ら⁴⁾がK P 廃水を用いて標準法とハイレートハイローディング法で得た汚泥の好気性消化過程の変化を示した図5—20をよく説明する。彼らは標準法のMLSSを約8,000mg/ℓで、ハイレート法のそれを約3,000mg/ℓで運転し、BOD・SS 負荷を150kgBOD/100kgSS・日でハイレート法、これの約1/10を標準法としているので、ハイレート法はここでいうモディファイドエアレーション法とみなすべきことをことわっておく。

各変法の処理の効果として、流出水質を図5—21 aに、除去率を図5—21 bにまとめる。流出水のS-CODはモディファイドエアレーション法においては余剰汚泥引き抜き率の増加、すなわち活性汚泥P-COD濃度の低下とともに増加していくが、他の3法ではほぼ一定の水質となる。T-CODは活性汚泥P-COD濃度が高い場合これの影響で高いが、P-COD濃度が低下するにつれてS-CODの変化パターンとなる。除去率は流出水質と逆の変化パターンで、モディファイドエアレーション法はS-CODの影響をつよくうけて余剰汚泥引き抜き率の増

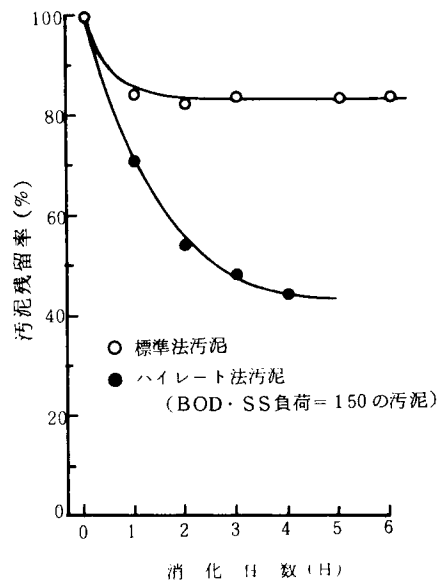


図5—20 好気消化における汚泥の減少
注) 文献4)より引用

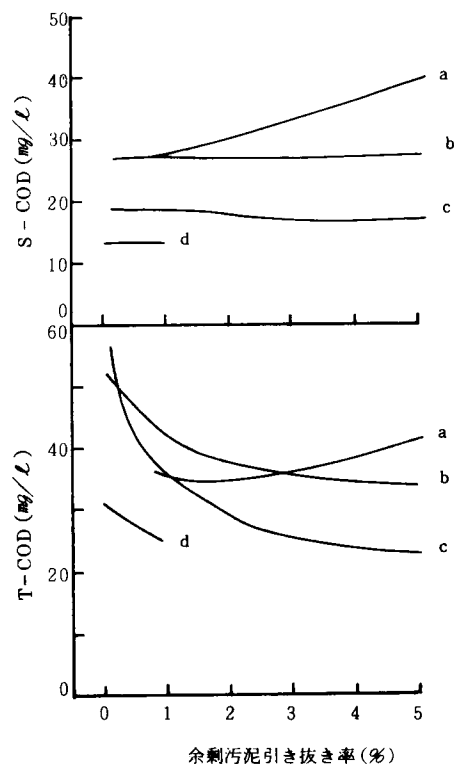


図5—21 a 流出水質

加にしたがってT-CODの除去率低下をしめすが、他の3法では余剰汚泥引き抜き率の増加に従ってP-COD除去率さらにT-COD除去率の上昇がある。最終沈殿池でのP-COD除去モデル上、流出水中のP-COD濃度は曝気槽のP-COD濃度の影響が大きく、これが余剰汚泥引き抜き率増加によるP-COD除去率上昇の一因となっている。とくにモディファイドエアレーション法においてこの効果が大きくなり、中級処理に位置づけられているにもかかわらず、P-COD除去率、T-COD除去率を高めている。また、モデルでは流入水中のP-CODが流入後すべて汚泥に吸着すると仮定しているが、実際では活性汚泥

濃度が低い場合、この仮定が十分には成立せず、一部流出していると思われる。このこともモディファイドエアレーション法の実際と計算結果との違いを大きくしていると考えられる。

3-3-3 余剰汚泥生成量と無機化率

系外排出P-COD負荷量を図5-22aに、またT-COD無機化率を図5-22bにまとめる。図

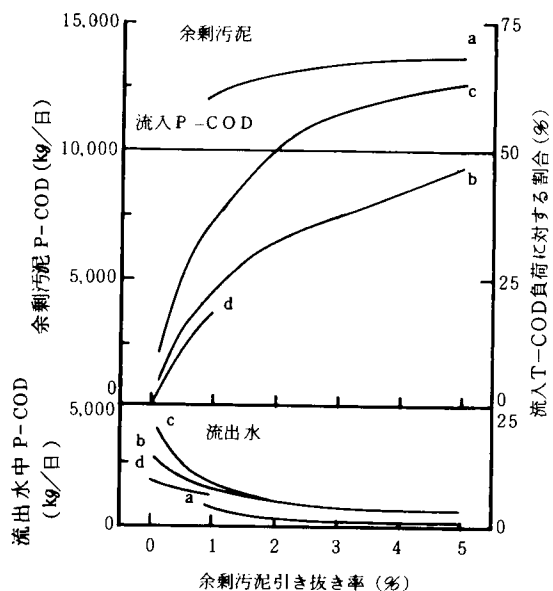


図5-22a 系外排出P-COD負荷

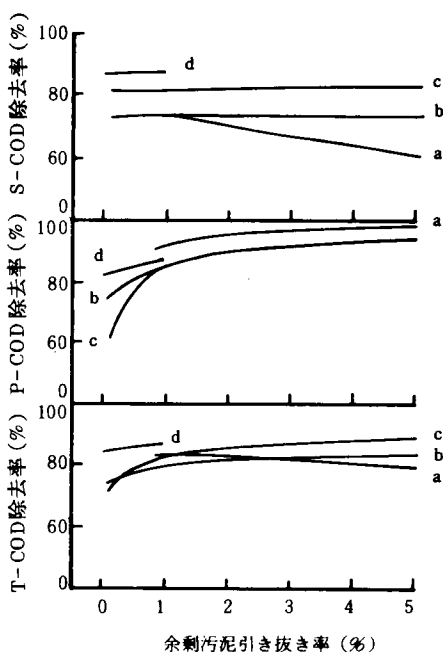


図5-21b COD除去率

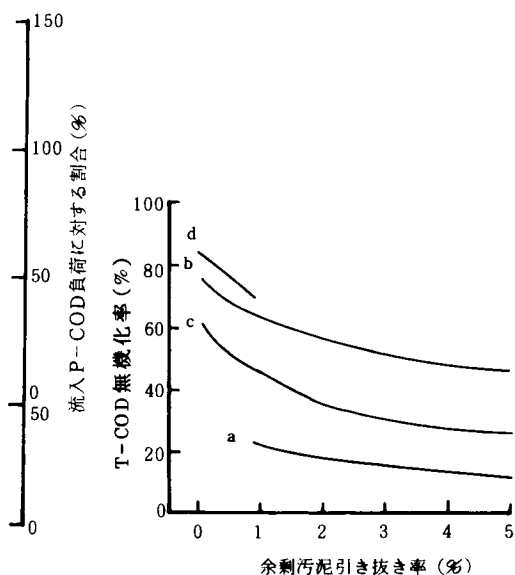


図5-22b T-COD無機化率

5-22 a の10,000kg/日は流入水中のP-COD負荷量を示すが、モディファイドエアレーション法ではこれをこえ、ハイレートハイローディング法でもこれをこえる部分がある。

これらの図より、各変法の目安となる活性汚泥P-COD濃度での結果をまとめると表5-17をうる。これには対比のため、図5-21よりうる流出水質、除去率も示し、あわせて標準法、ステップエアレーション法の結果も示した。前述のようにモディファイドエアレーション法でP-COD除去率さらにT-COD除去率が高めとなっているが、各変法の処理能力のちがいが明らかである。標準法とステップエアレーション法は近い処理能力を示す。T-COD無機化率は標準法の45%を中間にして、モディファイドエアレーション法の18%から全酸化法の82%までの幅があり、余剰汚泥P-COD負荷量は全酸化法のほぼ0からモディファイド法の12,890kg/日までの幅がある。

表5-17 各種変法の処理能力

	活性汚泥 P-COD	流 出 水 質		除 去 率			流 出 水 P-COD 負 荷	余 剰 汚 泥 P-COD 負 荷	T-COD 無機化率
		S-COD	T-COD	S-COD	P-COD	T-COD			
モディファイドエアレーション法	800mg/ℓ	30mg/ℓ	35mg/ℓ	70%	95%	82%	310kg/日	12,890kg/日	18%
バイオソープション法	3,500	27	50	73	77	75	2,280	1,920	73
ハイレートハイローディング法	3,500	18	41	82	78	79	2,160	5,760	50
全酸化法	2,900	13	31	87	82	84	1,730	≒ 0	82
標準法	1,750	15	24	85	89	87	960	8,640	45
ステップエアレーション法	2,500	26	36	74	89	82	960	6,960	47

3-3-4 汚泥性状

各変法で生成される汚泥の性状をDNA/P-COD, RNA/DNA, RNA/P-CODでみるが、余剰汚泥引き抜き率に対する変化を図5-23に示す。

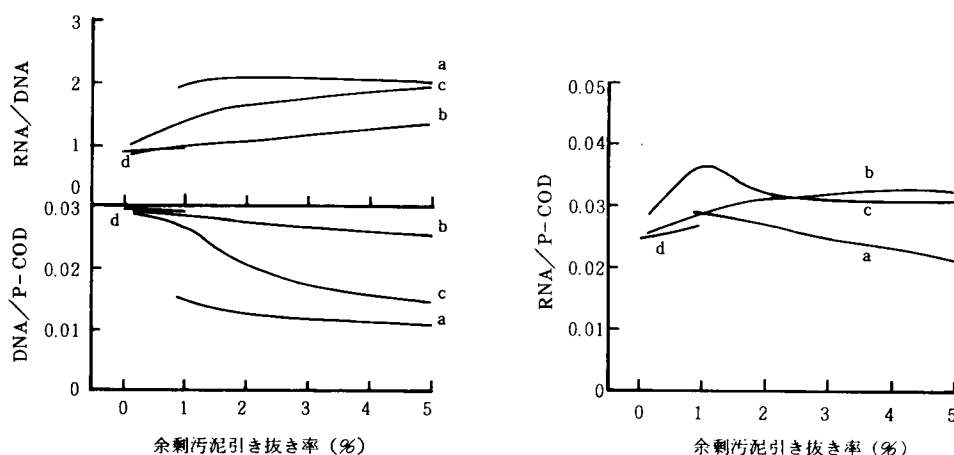


図5-23 汚泥性状

これをもとに各変法の目安となる活性汚泥P-COD濃度での値をみると表5-18のようになる。
 なお、バイオソープション法における再曝気槽中の汚泥性状は曝気槽におけるものとかわらない。

表5-18 各変法の汚泥性状

	活性汚泥P-COD	DNA/P-COD	RNA/DNA	RNA/P-COD
モディファイドエアレーション法	800mg/ℓ	0.013	2.10	0.027
バイオソープション法	3,500	0.029	0.90	0.026
ハイレートハイローディング法	3,500	0.028	1.20	0.033
全酸化法	2,900	0.029	0.85	0.025
標準法	1,750	0.026	1.40	0.036
ステップエアレーション法	2,500	0.028	1.25	0.035

同じ水質の下水を同一量処理するにもかかわらず、生成される活性汚泥の性質は大きく異なっている。ここでは生物相の情報がないため断定的な結論は下せないが、モディファイドエアレーション法で生成される活性汚泥は、生物含率は小さいもののRNA/DNAが大きい。これに対してバイオソープション法や全酸化法で生成される活性汚泥はRNA/DNAは小さいがDNA/P-CODを大きく維持している。表5-18からみると標準活性汚泥法の活性汚泥は浮遊性基質を十分利用しきっていないが、活性量の高い汚泥であると判断される。

3-4 まとめ

本節では、標準活性汚泥法以外の活性汚泥変法の諸特性を提案したモデルで統一的に説明することを試み、あわせて、これらの変法の意義を検討した。得られた成果を要約する。

- 1) ステップエアレーション法の諸因子の値をモデルによって説明しうることを示した。また、Case 2の流入下水について、同じ下水を処理する標準活性汚泥法との比較を行ない、流出水質はステップエアレーション法の方が若干悪いが、汚泥の性状については両法の平均の活性汚泥P-COD濃度を同じとしたときにはほとんど違いがないことをみた。
- 2) モディファイドエアレーション法、バイオソープション法、ハイレートハイローディング法、全酸化法を対象として、諸因子の値をモデルによって説明した。経験的に示されている値の得られた実験条件と、シミュレーションに用いた条件の整合性が不明であり、経験値とシミュレーション値との十分な対応はなしえていないが、大筋においては説明できた。
- 3) 第2節で示した標準活性汚泥法を含め、モディファイドエアレーション法、バイオソープション法、ハイレートハイローディング法、全酸化法、標準法、ステップエアレーション法の6種の活性汚泥法で同一の下水を処理したとした場合の比較から各法の特徴を示すと以下ようになる。
 - ① 各法の平均活性汚泥P-COD濃度を800, 3,500, 3,500, 2,900, 1,750, 2,500mg/ℓとしたとき、浮遊性基質CODの含率は36.3, 3.7, 7.1, 2.1, 16.0, 8.0%となり、標準法の汚泥はモディファイドエアレーション法による汚泥について高い含率で浮遊性基質CODを保持している。
 - ② 流入有機物質に対する各法の機能という観点から特徴をみると、流出水質は標準法がすぐれているものの、T-COD無機化率は18, 73, 50, 82, 45, 47%の順であり、標準法はバイオソープション法

や全酸化法に劣る。ステップエアレーション法とハイレートハイローディング法はT-COD無機化率において標準法に近い。

- ③ 活性汚泥の生物性状についてはDNA/P-CODが0.013, 0.029, 0.028, 0.029, 0.026, 0.028の順であり, RNA/DNAが2.10, 0.90, 1.20, 0.85, 1.40, 1.25の順である。標準法の汚泥はDNA/P-CODはモディファイドエアレーション法を除く他の変法の汚泥に比して若干低いがRNA/DNAがこれらより高く, 生物あたりの活性が高い。両者の積であるRNA/P-CODは, 0.027, 0.026, 0.033, 0.025, 0.036, 0.035の順となり, 標準法の汚泥が最も高い。ステップエアレーション法, ハイレートハイローディング法の汚泥がこれに近い。

第4節 余剰汚泥量減少, COD無機化率向上のための検討

4-1 はじめに

活性汚泥法においては余剰汚泥の生成が不可避であり, 小規模下水処理場における全酸化法はこれできるだけ低減させることも要因の1つとされている。ここでは通常の下処理場における運転操作法の改良として, 余剰汚泥生成量の低減と流入T-CODの無機化率の向上とを目的とした運転法の検討をする。第3節において示した表5-17から明らかであるが, これらを目的とすると, すでにのべた全酸化法とバイオソープション法が効果的である。

本節では, 基本的には活性汚泥の滞留時間を増すことになるが, 全酸化法の特徴を生かす意味で標準活性汚泥法での曝気時間の効果を検討し, バイオソープション法の特徴を生かす意味で汚泥貯留槽設置の効果について検討する。

4-2 曝気時間の効果

標準活性汚泥法での余剰汚泥生成量減少, T-COD無機化率上昇を目的として, 曝気時間の延長による効果を検討する。検討する流入下水の水質は第2節のCase2であり, 水量は100,000m³/日である。また, 曝気時間は4.0時間という短いものも含めて, 7.2, 14.4, 28.8時間の4ケースとした。

4-2-1 汚泥性状

余剰汚泥引き抜き率をパラメータとして, 曝気時間に対する活性汚泥P-COD濃度を示すと図5-24のようになる。同一曝気時間でみれば, 余剰汚泥引き抜き率が小さいほど高濃度のP-CODが維持できるのはすでにみたが, 引き抜き率が一定ならば曝気時間の延長によって低下する。たとえば, 引き抜き率1%では曝気時間4時間で活

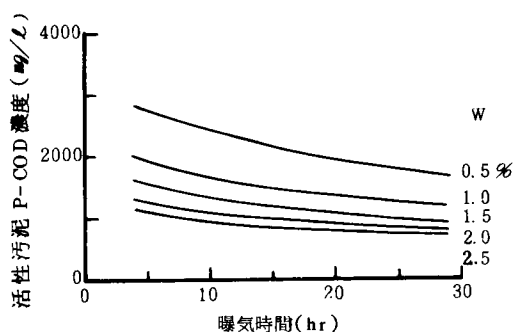


図5-24 活性汚泥P-COD濃度

性汚泥 P-COD 濃度が 2,000mg/ℓ 程度であるが、曝気時間を 20 時間とすると 1,350mg/ℓ 程度となる。余剰汚泥引き抜き率 1 % 前後で保持される活性汚泥 P-COD 濃度として 1,000, 1,500, 2,000, 2,500 mg/ℓ をとりあげ、それぞれの浮遊性基質 COD 濃度を示すと図 5-25 のようになる。曝気時間の増大に対して低下傾向を示すのは同様であるが、P-COD 濃度によって挙動が異なり、これが高い程、短時間で低い値をとるようになる。

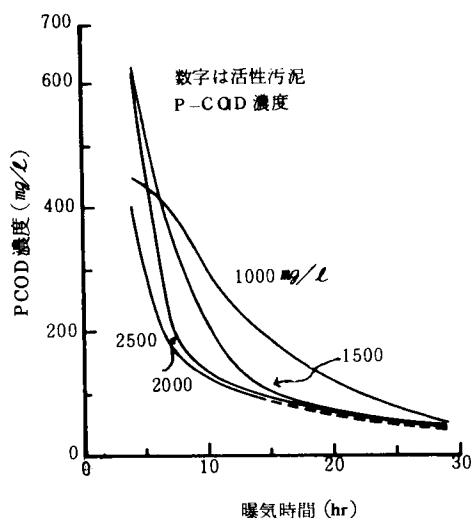


図 5-25 浮遊性基質 COD 濃度

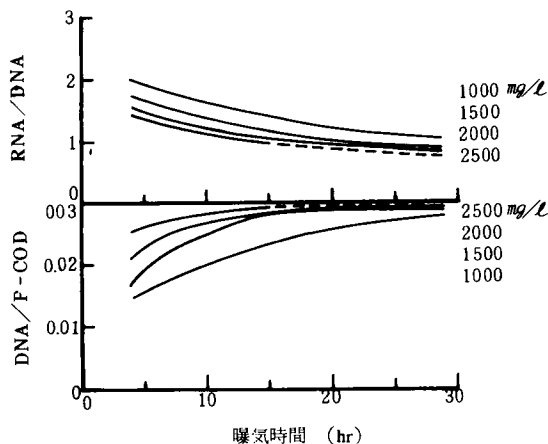


図 5-26 汚泥性状

活性汚泥の生物性状として DNA/P-COD, RNA/DNA を示すと図 5-26 をうる。活性汚泥 P-COD 濃度の増大、曝気時間の増大につれ DNA/P-COD は大きくなり、RNA/DNA は小さくなる。すなわち、汚泥中の生物含率は増すが生物あたりの活性は低下する。しかしながら、P-COD 濃度 1,500mg/ℓ 以上では曝気時間 15 時間をすぎるとこれらの変化は小さく、DNA/P-COD は最高の 0.03 よりわずかに小さい 0.028~0.029 となり、RNA/DNA は流入水中の浮遊物での値 1.0 前後となる。汚泥性状からみると活性汚泥 P-COD 濃度 1,500~2,000mg/ℓ、曝気時間 6.0~8.0 時間で運転する標準法で生成される活性汚泥は安定したものでなく、活性汚泥 P-COD 濃度 2,000~2,500mg/ℓ、曝気時間 10 時間前後で運転すると安定した性状の汚泥を得る。

4-2-2 処理特性

流出水質を T-COD, S-COD について示すと図 5-27 をうる。曝気時間が 7 時間前後

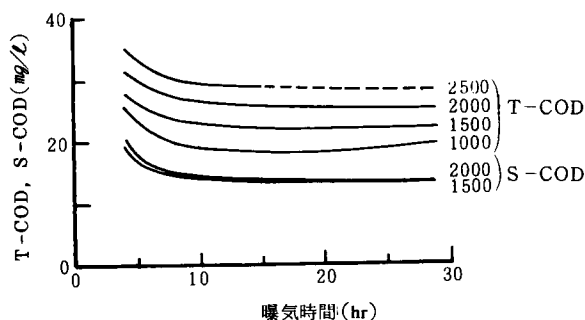


図 5-27 流出水質

のところで曲線の変化パターンがかわっており、より短い曝気時間のもとではS-COD除去が若干不十分である。7時間前後の曝気時間をすぎると、活性汚泥P-COD濃度、曝気時間にかかわらず13~15mg/ℓではほぼ一定である。最終沈殿池ではモデル上、活性汚泥P-COD濃度が高い程流出P-COD濃度が高くなるが、このP-COD濃度がS-COD濃度に上のせられてT-COD濃度となる。除去率は流入濃度がいずれの場合も同じであることからこの曲線を逆にした形となる。

P-COD代謝率、T-COD無機化率を図5-28に示し、系外排出P-COD負荷を図5-29に示す。

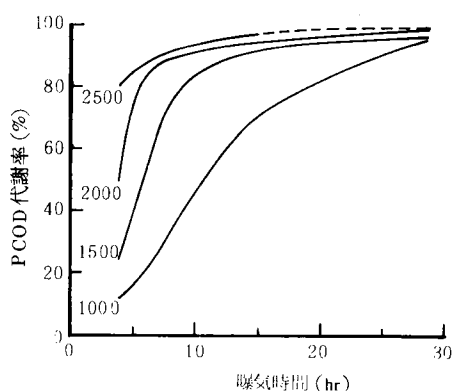


図5-28 a P-COD代謝率

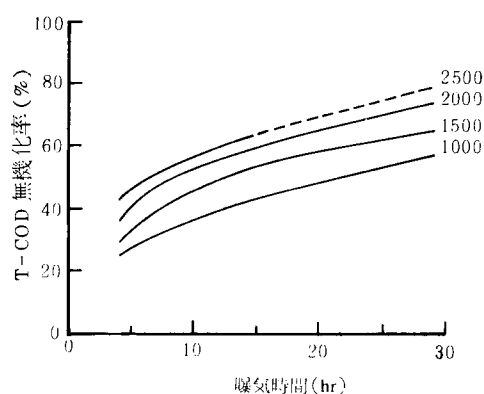


図5-28 b T-COD無機化率

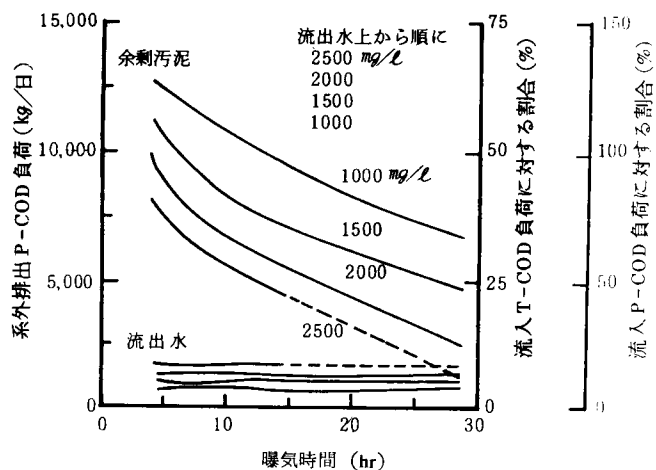


図5-29 系外排出P-COD負荷

活性汚泥 P-COD 濃度が 1,500mg/ℓ 以上では、曝気時間 10 時間を越すと、P-COD 代謝率が 80% 以上となり、活性汚泥濃度や曝気時間の影響は小さい。曝気時間が 10 時間を下回ると P-COD 代謝率に対する曝気時間の影響は大きい。水処理系で P-COD の代謝をすすめるには標準法の 6.0~8.0 時間の曝気時間を 2.0~4.0 時間ふやす必要がある。基質から合成

表 5-19 T-COD 無機化に必要な曝気時間

活性汚泥 P-COD	50%無機化率	60%無機化率
1,000mg/ℓ	21 時間	(32) 時間
1,500	12	21.5
2,000	8.2	15.5
2,500	6.2	12

注) ()内は外挿値

される生物性 COD の減少も含めて系で無機化される有機物質の割合をあらわす T-COD 無機化率は、活性汚泥 P-COD 濃度にかかわらず曝気時間に対して同様なパターンで単調に増加している。50%あるいは 60% の T-COD 無機化率を得るためには表 5-19 に示すような曝気時間が必要であり、10% の無機化率増加のためには約 2 倍の曝気時間を必要とする。

系外へ排出する P-COD 負荷は、流出水中のものは曝気時間の影響をうけないが、余剰汚泥は活性汚泥 P-COD 濃度、曝気時間に大きく影響される。T-COD 無機化率と余剰汚泥生成量とは不可分の関係にあり、両者をあわせて示すと図 5-30 のようになる。同一 T-COD 無機化率をうるのに必要な曝気時間は活性汚泥

P-COD 濃度によって大きくことなるが、余剰汚泥 P-COD 負荷は大差ない。たとえば 50% の T-COD 無機化率を得るためには表 5-19 に示したように活性汚泥 P-COD 濃度が 1,000mg/ℓ では 21 時間、2,500mg/ℓ では 6.2 時間の曝気時間が必要である。このとき、余剰汚泥 P-COD 負荷は前者では 8,040kg/日 で流入 T-COD 負荷の 40%，後者では 6,960kg/日 で流入 T-COD 負荷の 35% である。

以上より、浮遊性基質を効果的に代謝するには通常標準法で用いられている 6.0~8.0 の曝気時間を 10 時間程度にすることで可能であ

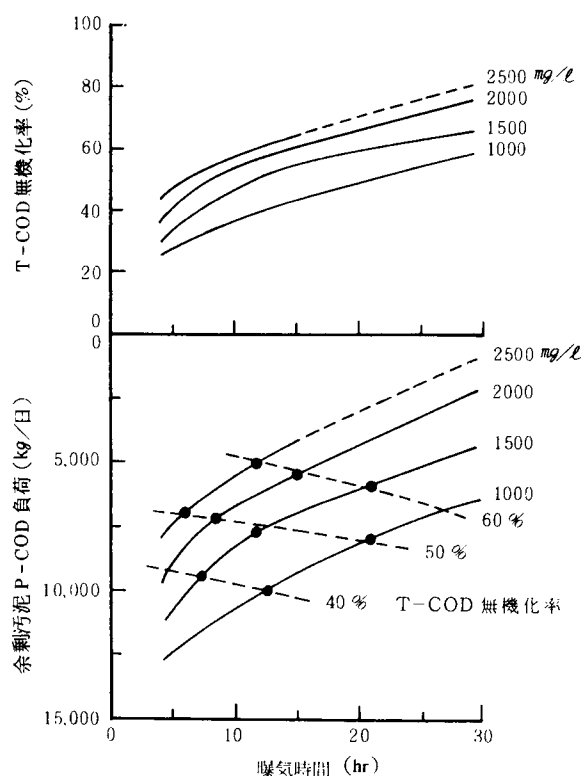


図 5-30 T-COD 無機化率、余剰汚泥 P-COD 負荷

るが、生物性CODの減少も含めた流入有機物質の無機化の上昇には、活性汚泥P-COD濃度を上昇し、曝気時間を延長して全酸化法に近づけないかぎり大きな効果は期待しえない。

4-3 汚泥貯留槽の効果

バイオソープション法のもつ余剰汚泥減少効果、COD無機化率向上効果と標準活性汚泥法のもつCOD除去効果とをあわせ持つ方法として、返送汚泥の再曝気を目的とした汚泥貯留槽の効果を検討する。検

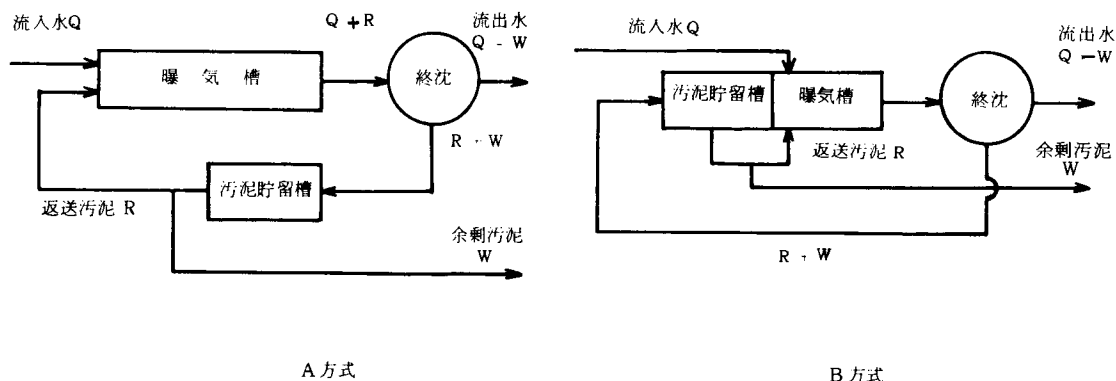


図5-31 汚泥貯留槽設置方式略図

討した事例は、曝気槽容積を一定として汚泥貯留槽を加えた場合と、曝気槽の一部を汚泥貯留槽に用いる場合とであり、各々A方式、B方式とする。両方式の概略図を図5-31に示し、表5-20に各槽の容積を示す。なお、汚泥貯留槽は十分な曝気を行ない好気状態で反応が進むものと考えている。

表5-20 曝気槽、汚泥貯留槽容積

方 式	曝 気 槽 容 積	汚 泥 貯 留 槽 容 積
A	1 30,000m ³	7,500m ³
	2 30,000	15,000
	3 30,000	22,500
B	1 25,000	5,000
	2 20,000	10,000
	3 15,000	15,000

4-3-1 汚泥性状

余剰汚泥引き抜き率をパラメータとして、汚泥貯留槽容積に対する曝気槽の活性汚泥P-COD濃度を示すと図5-32をうる。A方式、B方式の別なく、活性汚泥P-COD濃度は同一傾向線上にあって活性汚泥P-COD濃度には曝気槽容積の影響よりも汚泥貯留槽容積の効果が卓越している。汚泥貯留槽の増大は維持しうる活性汚泥濃度を低下さす。このとき、図5-33に示すように、浮遊性基質CODは低くおさえられ、汚泥貯留槽容積が7,500m³以上になると、活性汚泥P-COD濃度にかかわらず100mg/ℓ前後で多くはない。この結果、図5-34に示すように汚泥あたりの生物量含率であるDNA/P-CODは大きく0.025~0.029となっている。単位汚泥あたりの活性量をしめすRNA/P-CODは汚泥貯留槽を設けない場合、活性汚泥P-COD濃度の高い程高い値であったものが、RNAの合成と分解の相対的な変化のため、汚泥貯留槽の設置で逆転する。また、汚泥貯留槽容積の

増大でRNAの分解が卓越してRNA/P-CODを低下する。

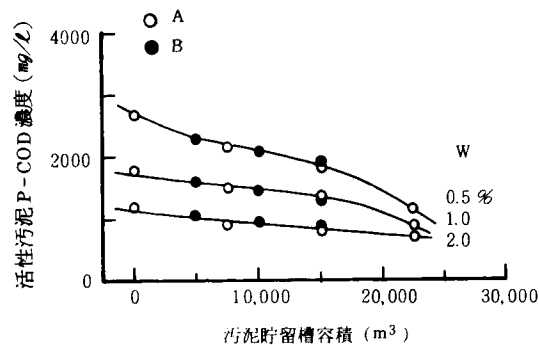


図 5—32 活性汚泥 P—C O D 濃度

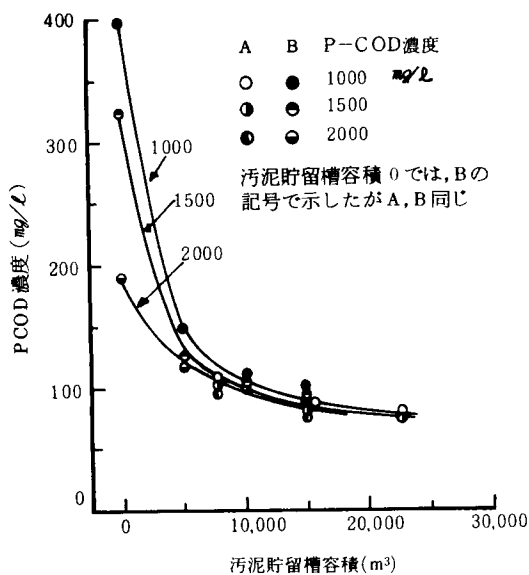


図 5—33 浮遊性基質 C O D 濃度

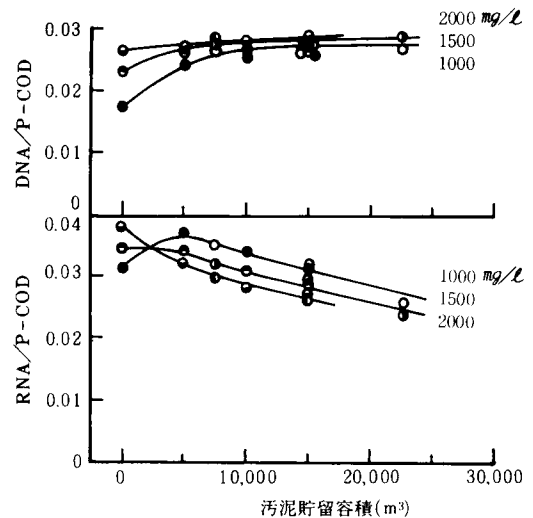


図 5—34 汚泥性状

4—3—2 処理特性

除去率を図 5—35 に示す。S—C O D については A 方式では、活性汚泥濃度、汚泥貯留槽容積によるちがいはほとんどない。これに対して B 方式では、汚泥貯留槽容積の増加にともなって除去率の低下が生じている。ただし、曝気槽の活性汚泥 P—C O D 濃度による差はほとんどみとめられない。P—C O D 除去率は活性汚泥 P—C O D 濃度に規定されるため、これが高い程低い除去率となっている。T—C O D 除去率は、P—C O D 除去率が高いため S—C O D 除去率より大きくなるが、汚泥貯留槽容積に対する変化は S—C O D 除去率に近い。S—C O D で 80%，T—C O D で 85% 程度の除去率で許容しうるとき、既存曝気槽の一部を汚泥貯留槽へふりかえても問題はない。しかしながら、T—C O D で 90% 近い除去率を期待するならば、A 方式にするか、B 方式では 30,000 m³ の曝気槽容積の 1/3 にあたる 10,000 m³ 以下の汚泥貯留槽容積にする必要がある。

S-CODの代謝率は除去率
とほぼ等しいため割愛するが、
PCOD代謝率、T-COD無
機化率を図5—36にしめす。

PCOD代謝率については、
汚泥貯留槽設置効果は大きく、
とくに活性汚泥濃度の低い場合
に顕著である。ただし、A、B
両方式ともに汚泥貯留槽容積が
10,000m³をこえると汚泥貯留槽
の効果は大きくは上昇しない。

T-COD無機化率は、汚泥
貯留槽容積にほぼ比例的に増加するが、A方式では15,000m³の汚泥貯留槽容積をこすと、より大きな割合でT-COD無機化率が増す。また、同一汚泥貯留槽容積ではA方式の方がB方式に比べて効果的である。さらに、A、B両方式とも、活性汚泥P-COD濃度500mg/ℓの増加によって、T-COD無機化率を約10%上昇する。

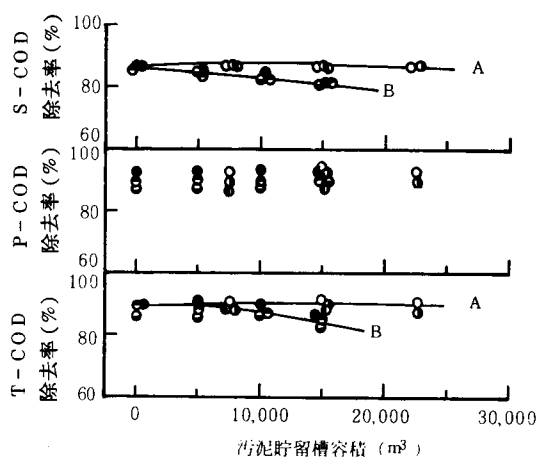


図5—35 COD除去率

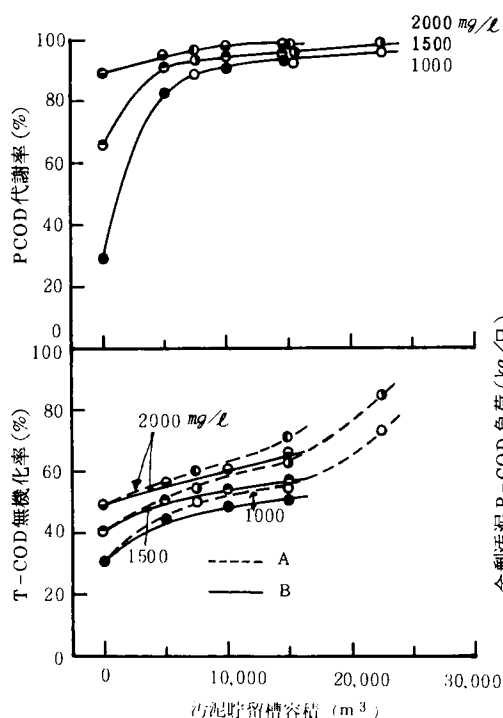


図5—36 PCOD代謝率、T-COD無機化率

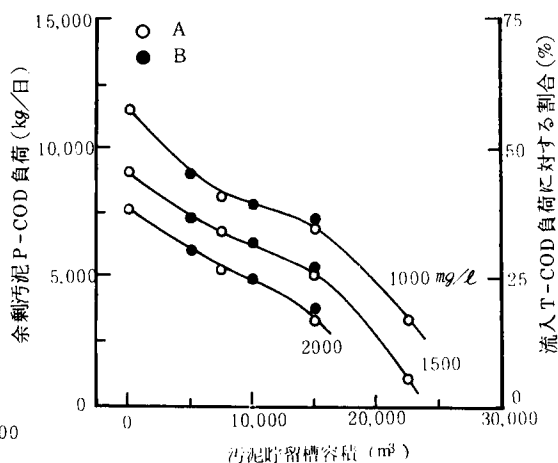


図5—37 余剰汚泥P-COD負荷

余剰汚泥生成量を図5—37に示す。A、Bの方式の違い、活性汚泥P—COD濃度の違いにかかわらず、汚泥貯留槽容積にはほぼ比例して生成量が減じる。T—COD除去率を80%以下にならないようにする前提が許容されるなら、たとえば活性汚泥P—COD濃度2,000mg/ℓの場合、曝気槽容積の半分を汚泥貯留槽に用いることによって8,040kg/日(流入T—COD負荷の約40%)であった余剰汚泥P—COD負荷を1/2程度に減じうる。

汚泥貯留槽容積に対するT—COD無機化率、余剰汚泥P—COD負荷を図5—38にまとめる。これには活性汚泥P—COD濃度が2,500mg/ℓの例もしめした。図5—33から図5—36のPCOD代謝率までは繁雑になるため示していないが、活性汚泥P—COD濃度が2,000mg/ℓに近い挙動を示す。ある一定の活性汚泥P—COD濃度のもとで、T—COD無機化率を所定のものとするための汚泥貯留槽容積、余剰汚泥P—COD負荷が推定しうる。

図5—38と図5—30とをあわせて検討する。活性汚泥P—COD濃度2,000mg/ℓでT—COD無機化率を60%にするためには、曝気時間を約15時間にする必要があり、曝気槽容積を約30,000m³増設することに相当するが、汚泥貯留槽の設置に依存するとすれば7,500m³のもので済む。標準法と比較するとT—COD無機化率で10%以上の上昇、余剰汚泥P—COD負荷で約2,400kg/日の減少効果となる。これは流入T—COD負荷の12%、流入P—COD負荷の24%にあたり、標準法で生成する余剰汚泥P—COD負荷の30%以上の量に相当する。

より高いT—COD無機化率、より少ない余剰汚泥P—COD負荷を得るために標準法の改良を行なうには、曝気槽容積の1/3以上の容量を持つ汚泥貯留槽を必要とする。COD除去率の若干の悪化が許容しうるならば曝気槽容積の1/4～1/3を汚泥貯留槽として用いることによってT—COD無機化率を60%近くにすることも可能である。

いずれの場合も活性汚泥P—COD濃度を2,000mg/ℓ以上にするによってさらに改善しうる。

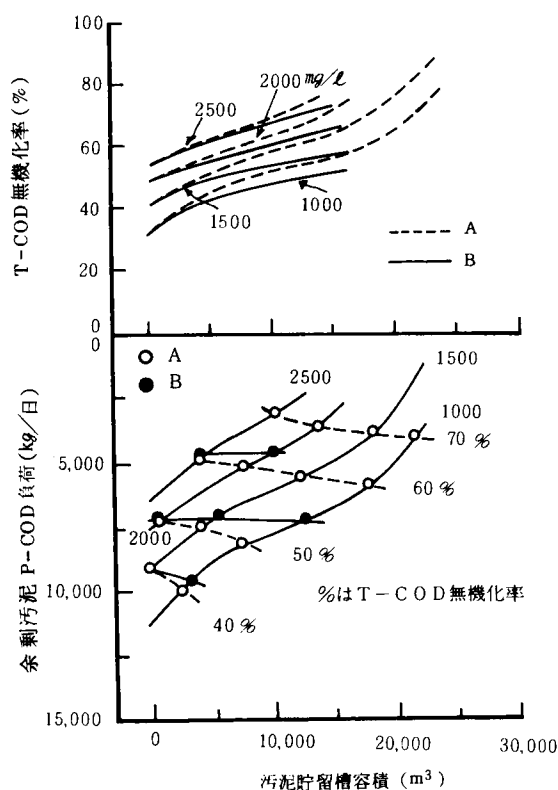


図5—38 T—COD無機化率、余剰汚泥P—COD負荷

4-4 まとめ

活性汚泥法の処理特性については、従来から液相からの汚濁物質除去が中心的課題であった。本論文ではこれは当然のこととして、さらに、余剰汚泥生成の抑制、流入する有機物質の無機化率の向上も評価の対象としてきた。本節では最も一般的である標準活性汚泥法の基質除去能力と全酸化法、バイオソープション法の余剰汚泥量抑制能力、有機物質無機化能力とをむすびつけるものとして、曝気時間の延長効果、汚泥貯留槽の設置効果を検討した。成果を要約する。

- 1) 曝気時間の延長は、流出水質すなわち除去率には大きな効果をもたないが、浮遊性基質の代謝に影響し、汚泥性状を生物含率の高いものにかえるとともに、余剰汚泥量の抑制や有機物質の無機化率を向上する。しかしながら、標準活性汚泥法の活性汚泥 P-COD 濃度域では 50% の無機化率を 60% にするのに約 2 倍の曝気時間を要する等、効果は大きくない。
- 2) 汚泥貯留槽については、既存の曝気槽に加えて新たに設ける場合と、曝気槽を分割使用する場合とを検討した。S-COD の除去率について後者が若干劣ること、流入有機物質の無機化率が若干劣ることを除いては大きなちがいをもたらさないことがわかった。活性汚泥 P-COD 濃度 2,000mg/ℓ で、Case 2 の下水を処理するとき、T-COD 除去率で 80% を下らないことを前提とすると、T-COD 無機化率を 50% 弱から 60% 程度にするには曝気槽容積の 1/4 に相当する 7,500m³ を汚泥貯留槽に改変すればいい。
- 3) さらに高い T-COD 無機化率と少ない余剰汚泥 P-COD 負荷、標準法に近い COD 除去率を期待するならば、曝気槽容積の 1/3 かそれ以上の汚泥貯留槽を設け、活性汚泥 P-COD 濃度を 2,500mg/ℓ 程度にする必要がある。このとき 70% 前後の T-COD 無機化率をうる事が可能である。

第 5 節 要約

本章では、第 4 章で実用の可能性の確認した活性汚泥の有機物質浄化モデルとプロセスモデルとを用いて種々の条件で活性汚泥法のシミュレーションを行ない、その定常解を用いた検討を行なった。方針としては、経験的に得られる各種変法の操作・設計因子を説明し、従来の情報では明らかでない生物学的な性状を明確にすること、余剰汚泥生成や、流入有機物質の代謝率、無機化率を定量的に示すこととした。また、標準活性汚泥法の改善策として、曝気時間の延長効果、汚泥貯留槽設置効果を検討した。得られた成果を要約する。

第 2 節では、最も広く用いられ、かつ基本である標準活性汚泥法について詳細な検討を加えた。

- 1) SVI など検討しえない因子もあるが、活性汚泥濃度、汚泥日令、BOD・SS 負荷等について経験的に得られた数値を説明しえた。
- 2) 活性汚泥の性状について情報を得た。例として、T-COD 濃度 200mg/ℓ、S-COD/T-COD が 0.5、DNA、RNA 濃度がともに P-COD 濃度の 1% という下水を活性汚泥 P-COD 濃度が 1,500~2,000mg/ℓ になるようにして処理すると、370~220mg/ℓ の浮遊性基質 COD（活性汚泥 P-COD の 25~11%）をもち、DNA/P-COD が 0.024~0.027、RNA/P-COD が 0.034~0.038 の活性汚泥が生成すると推測される。

- 3) いくつかのケースで物質収支を明らかにし、余剰汚泥の生成特性や流入有機物質の代謝、無機化の特性を明らかにした。この中で標準活性汚泥法では活性汚泥 P-COD 濃度を 3,000mg/ℓ 程度にして、T-COD の無機化率を 50~60% にすることが限界であろうことを示した。
- 4) 水温の効果は流出水質には大きくなく、汚泥性状や無機化率に顕著であった。たとえば 30℃ では活性汚泥 P-COD 濃度 1,000mg/ℓ でなしうる T-COD の無機化が、20℃ では 2,000mg/ℓ でないとなしえない。DNA/P-COD は高温側で高いが、RNA/DNA は逆に低温側で高く、単位汚泥あたりの活性量である RNA/P-COD は活性汚泥 P-COD 濃度によって水温効果が異なる。

第 3 節では、標準活性汚泥法以外の変法について同様の検討を加え、大略説明が可能なことを示した。標準活性汚泥法も含めて生成活性汚泥の生物学的特徴や余剰汚泥生成量、有機物質無機化率も含めた処理特性を一覧表にした。各変法の特徴を明確にしたが、この観点からみた標準活性汚泥法は除去率の面からはすぐれているが、有機物質の無機化率は相対的に低く、余剰汚泥量も多い方法であるといえる。

第 4 節では、COD 除去率をあまり低下させないで余剰汚泥生成量を減じ、有機物質の無機化率を上昇する方法として、曝気時間の延長効果と汚泥貯留槽の設置効果をみた。

- 1) 活性汚泥 P-COD 濃度 2,000mg/ℓ での例では、標準法よりも 10% 以上無機化率をあげ、余剰汚泥量を標準法の 30% 強にあたる 2,400kg/日程度減ずるためには、曝気時間の延長では、既存のものと同等の容積を持つ曝気槽の増設を必要とするが、汚泥貯留槽では曝気槽の 1/4 の容積のものの設置で済む。さらに若干の COD 除去率低下、T-COD 無機化率の減少をみとめるならば、曝気槽の 1/4 を汚泥貯留槽とすることも可能である。
- 2) 全酸化法ほどの効果はないが、標準法の改良によって標準法に近い流出水質、高い T-COD 無機化率と少ない余剰汚泥 P-COD 負荷をうるためには、曝気槽容積の 1/3 程度の汚泥貯留槽を設け、曝気槽の活性汚泥 P-COD 濃度を 2,500mg/ℓ 程度かそれ以上に維持することが現実的であろうと考えられる。

参考文献

- 1) 柏谷 衛編著、「下水道」土木学会編 新大系土木工学 89 技報堂出版 (1980)
- 2) 「FACOM FORTRAN SSL II 使用手引書(科学用サブルーチンライブラリ)」富士通 (1979)
- 3) Isao Somya and Kiyoshi Kawamura, "The Effect of Particle Substrate on Mineralization Performance and the Formation of Excess Sludge in a Complete Mixing Aeration Tank" International Workshop on Practical Experiences of Control and Automation in Wastewater Treatment and Water Resources Management (1981)
- 4) 渡辺勝俊, 北川正美, 「ハイレート活性汚泥法とその利用」荏原インフィルコ時報 No62 (1975)

第6章 活性汚泥法による都市下水の窒素除去についての研究

第1節 概説

近年、水域の富栄養化の進行にともない水環境における窒素循環に対する検討がなされている。この水環境における窒素循環の一つの節点として廃水中の窒素の除去があり、都市下水処理においても有機物質のみならずこれへの対応が問題となっている。

多くのプロセスが研究されているが、このうち生物学的硝化脱窒法は、水処理における生物処理の経験が豊富なこと、最終生成物が窒素ガスであることなどから、最も有望視され、広く研究されている。この方法は活性汚泥が持つ硝化菌の能力と、かなりの割合で活性汚泥中に存在する通性嫌気性菌による脱窒能力とを有効に利用しようとするものでし尿処理等に利用されている。

ここでは、都市下水の活性汚泥法処理に関する研究の一環として、未だ検討例の少ない都市下水を対象として、活性汚泥法の窒素除去能力を把握しようとするものである。つぎの2点を基本方針とした。

- i) 既存の活性汚泥法プラントの改良によって、活性汚泥が潜在的に保持している窒素除去能の効率化をはかること。
 - ii) 省エネルギー、省資源の立場から、薬剤の無添加で窒素除去の効率化を行なうこと。
- また、これまであまり考慮されてなかった硝化菌の挙動についても検討を加えた。

第2節 文献的考察

2-1 生物学的硝化脱窒のプロセス

自然界において生物の関与する窒素化合物の形態変化は図6-1のように示される。

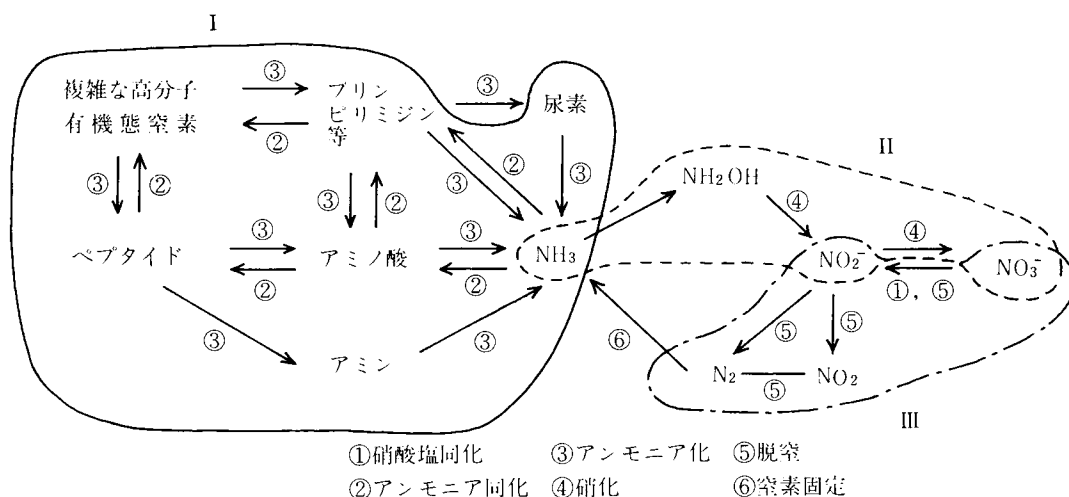


図6-1 自然界における窒素化合物の変化と生物学的硝化脱窒 注) 文献 1) より作成

通常、活性汚泥法においてはⅠの部分に相当する反応を主に行っているものとみなせる。これに対し、Ⅱの部分の反応をも効率よく行わすことができれば、硝化プロセスを組みこんだことになり、Ⅲの部分をも行わせ得れば硝化脱窒プロセスを組みこんだことになる。

生物学的硝化脱窒法はいくつかの観点で分類しうるが、その1つにⅢの反応における水素供与体を何に求めるかによる場合がある。すなわち、メタノールのような資化性の高い有機物質や下水中の有機物質に依存する方式（Bringmann方式）、活性汚泥の内生呼吸に依存する方式（Wuhrmann方式）、がある²⁾。なお、Wuhrmann方式については前章までの検討から、活性汚泥の内生呼吸といわれてきたものの大部分が活性汚泥を構成している浮遊性基質の代謝に起因していると考えられ、浮遊性基質を主たる水素供与体に行っていると考えている。

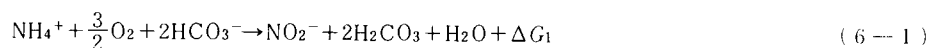
既存の活性汚泥法プラントを用い、外部からの薬品注入を行わない方法としてはBringmann方式に分類しうるJohnsonとSchroepferの方式³⁾が適していると考えられるが、これでは還元態の窒素としてのアンモニア性窒素（以下 NH_4^+-N と記す）の残留がある。

これの欠点を除くものとして、残留窒素が主として、亜硝酸性窒素（以下 NO_2^--N と記す）や硝酸性窒素（以下 NO_3^--N と記す）であり、アルカリ度の生成を期待しうる循環方式がある²⁾。これの最も簡単なものは、曝気槽の下水流入部を嫌気性にし、返送率を大きくするものであり、イギリスのライミーズ処理場⁴⁾やBarthらの報告する2～3の処理場⁵⁾での窒素の高い除去率はこの方法の現実的な可能性を示唆している。

2-2 硝化作用と脱窒作用

2-2-1 硝化作用

硝化は自栄養細菌である硝化菌による場合と、他栄養細菌による場合とが知られているが、通常、量的に大きな差異があり、硝化といえば前者をさす⁶⁾。硝化菌について、いくつかの属・種が認められているが、 NH_4^+-N を NO_2^--N に変換するものを*Nitrosomonas*で代表し、 NO_2^--N を NO_3^--N に変換するものを*Nitrobacter*で代表している⁷⁾。仮説の段階であるが、この過程に対して図6-2に示す逐次反応が提案されている⁸⁾、通常式(6-1)、式(6-2)が利用される。



ΔG_1 については58～84kcal/mol、 ΔG_2 については15.4～20.9kcal/molが示されている⁹⁾。

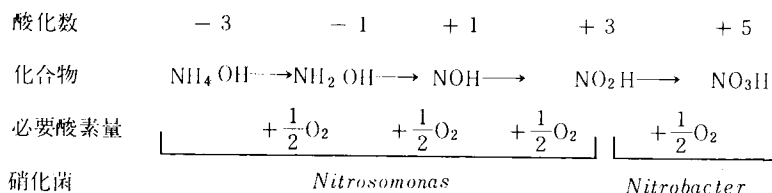


図6-2 硝化反応 注) 文献8)より引用

これらより、1mg/ℓの NH_4^+-N を NO_2^--N に酸化するのに、3.43mg/ℓの酸素と7.14mg/ℓのアル

かり度を必要とし、さらに $\text{NO}_3^- - \text{N}$ にまで酸化するのに $1.14\text{mg}/\ell$ の酸素を必要とすることがわかる。また、式(6-1)で生成する水素イオンが重碳酸イオンによって中和されるが、式(6-3)よりpH低下が生じる。

$$\text{pH} = \text{pK}_1 - \log \frac{[\text{H}_2\text{CO}_3]}{[\text{HCO}_3^-]} \quad (6-3)$$

K_1 は重碳酸の解離定数であり、 25°C で $10^{-6.35}$ の値が示されている¹⁰⁾。両細菌の収率係数は窒素あたりでみて、*Nitrosomonas*は $0.04 \sim 0.13\text{mgVSS}/\text{mgNH}_4^+ - \text{N}$ 、*Nitrobacter*は $0.02 \sim 0.07\text{mgVSS}/\text{mgN O}_2^- - \text{N}$ といわれる⁶⁾。

つぎに、処理との関係から、環境因子と硝化菌の活性について整理する。硝化菌は大量培養が困難なこともあって、生理については必ずしも十分には知られていないが、微量元素としてカルシウム、マグネシウム、リン、鉄、モリブデン、銅などが必要とされている^{6)~8)}。ただし、これらは通常の都市下水処理系ではとくに問題とする必要はないと思える。

溶存酸素(以下DOと記す)については、 $0.2\text{mg}/\ell$ 以下では反応が進行せず、 $2\text{mg}/\ell$ 以上であれば反応の低下が生じないといわれる⁶⁾。また、反応速度への影響がMichaelis-Menten型であるとしたとき、Michaelis定数として $0.5\text{mg}/\ell$ かそれ以下の値が示されているが、EPA⁹⁾では $1.3\text{mg}/\ell$ を考えている。活性汚泥の有機物質酸化についても反応律速とならないDO濃度に諸説があるが、 $2\text{mg}/\ell$ 程度あれば十分とされる¹¹⁾。これらより、 $2\text{mg}/\ell$ のDOが確保できれば、有機物質の酸化と硝化との両反応がDO律速とならないものと考えられる。

水温については、多くの種で $25 \sim 30^\circ\text{C}$ 程度が最適温度とされているが、 $34 \sim 35^\circ\text{C}$ あるいは 42°C が最適という報告もある⁶⁾。これらは純菌についての値であるが、水処理過程での温度効果としては図6-3が示されており、 30°C 前後が最適であるとみなしうる。

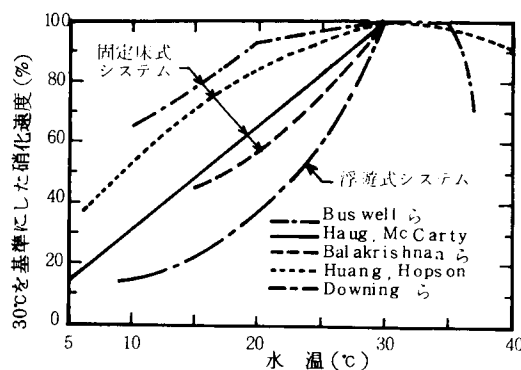


図6-3 浮遊式システムと固定床式システムでの硝化の温度効果⁹⁾

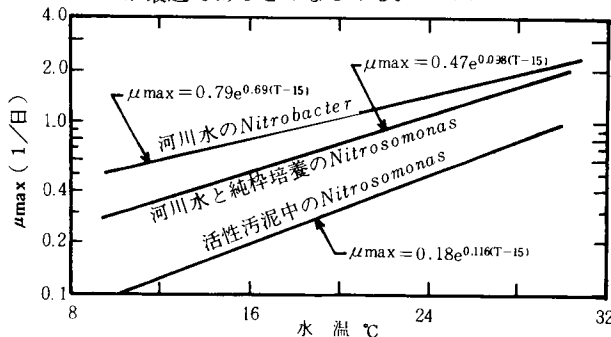


図6-4 μ_{\max} の温度効果⁹⁾

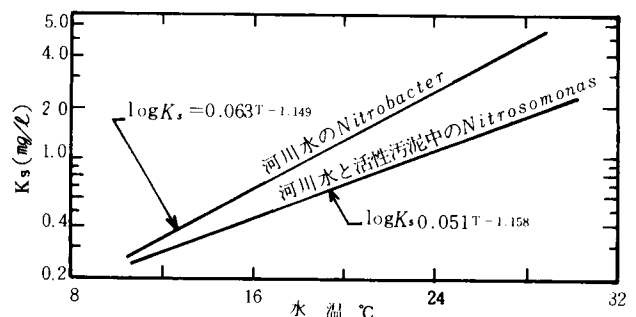


図6-5 K_s の温度効果⁹⁾

反応を Michaelis-Menten 型とみなしたときの最大比増殖速度定数 μ_{\max} と Michaelis 定数 K_s とを表 6—1, 図 6—4 と表 6—2, 図 6—5 に示した。

表 6—1 μ_{\max} の温度効果⁹⁾

	$\mu_{\max}(1/\text{日})$								条 件
	8℃	12	15	16	20	21	23	25	
<u>Nitrosomonas</u>		0.40 0.34		0.57		0.85 0.65		0.17	} 活性汚泥
					0.71		0.37		
			0.21		0.48		1.08	0.55	
	0.25				0.5				
<u>Nitrobacter</u>			0.28			0.34		0.53	合成河川水
							1.44		活性汚泥

表 6—2 K_s の温度効果⁹⁾

	$K_s(\text{mg}/\ell)$						条 件
	15℃	20	25	28	30	32	
<u>Nitrosomonas</u>			0.37				活性汚泥
	2.8	3.6	3.4				合成河川水
					10		実験室培養
	0.5~1.0	0.5~1.0					ワールブルグ分析
			3.5				実験室培養
		1.0					実験室培養と活性汚泥
		0.5					実験室培養
<u>Nitrobacter</u>			0.25				活性汚泥
	0.7	1.1	0.7		6		合成河川水
				5			} 実験室培養
			5			8.4	
		0.07					

pHについては、*Nitrosomonas*, *Nitrobacter*ともに中性あるいは弱アルカリ性に最適値をもつようである⁷⁾。遠矢¹²⁾は多くの研究者の標準的な値として*Nitrosomonas*についてはpH7.0~8.6, *Nitrobacter*についてはpH7.0~8.3を示している。また、彼が混合培養系で得た結果は*Nitrosomonas*ではpH7.0~8.5, *Nitrobacter*ではpH6.0~7.5であった。

E P A⁹⁾では図6-6を示すとともにDowningらの結果から式(6-4)を採用している。

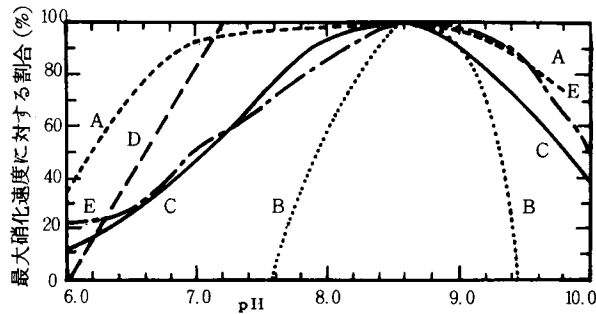
$$\text{pH} < 7.2$$

$$\mu = \mu_{\max} \{1 - 0.833(7.2 - \text{pH})\}$$

$$7.2 \leq \text{pH} < 8.0$$

$$\mu = \mu_{\max}$$

(6-4)



- A *Nitrosomonas* - 純粋培養 Engle, Alexander D 活性汚泥 Downingら
 B *Nitrosomonas* - 純粋培養 Myerhof E 固定床式システム (22℃) Huang, Hopson
 C 活性汚泥 (20℃) Sawyerら

図6-6 硝化のpH効果⁹⁾

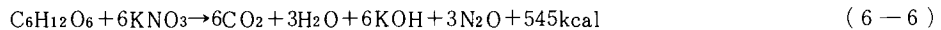
2-2-2 脱窒作用

生物学的脱窒は、一般には微生物が有機物質酸化を行なう時、嫌気下で亜硝酸イオンあるいは硝酸イオン中の結合酸素を水素受容体とすることによって窒素を還元して亜酸化窒素あるいは分子状窒素にすることをさす⁶⁾¹³⁾。これは、たとえば硝酸イオンについてみると、式(6-5)~式(6-8)に示すようなエネルギー生成量から好気性反応の経路と大きな違いはないと考えられることより、大半の通性嫌気性菌によって嫌気性下で行なわれるものとみられている¹⁴⁾。

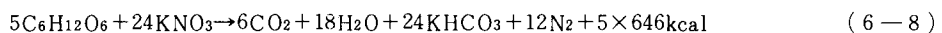
グルコースの好気性酸化



グルコースを水素供与体とする脱窒

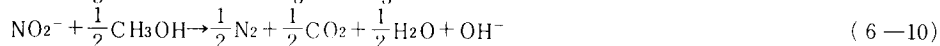


あるいは、

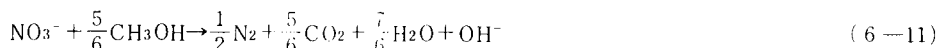


ただし、細胞増殖にちがいがあり、グルコースを基質とした *Aerobacter aerogenes* について、嫌気性下での硝酸イオン利用、好気性下での酸素酸化のそれぞれにおいて収率係数は0.25, 0.40が得られている⁶⁾。

水素供与体としては、種々の有機物質が検討された結果、資化性、扱いやすさ、経済性の面から、通常はメタノールが利用されている⁹⁾。この場合の脱窒反応は窒素の最終形態を分子状窒素として、つぎの反応式で表わされる。



両式を加えあわせると、次式となる。



式(6-10)は亜硝酸イオンからの化学量の関係を示し、式(6-11)は硝酸イオンからの化学量の関係を示す。いづれに従っても、窒素1mg/ℓの脱窒によって3.57mg/ℓのアルカリ度生成がある。

下水中の有機物質を水素供与体とする場合、このような化学量論的な議論は困難であるが、CODを指標とした場合を後節で検討する。

つぎに、脱窒菌の生理、環境条件について要約する。

脱窒菌はカルシウム、マグネシウム、リン等のミネラルを必要とするが、酵素的にみてモリブデン、鉄、銅、マンガン等の重金属も微量必要といわれる⁶⁾。これらは下水中に存在するものでまかなえると思われる。脱窒反応は、 NO_3^- -N濃度についてMichaelis-Menten型を考えたときのMichaelis定数が $10^{-2} \sim 10^{-1}$ mg/ℓであるとの報告⁹⁾によってわかるように、通常0次反応とみなされている。とく

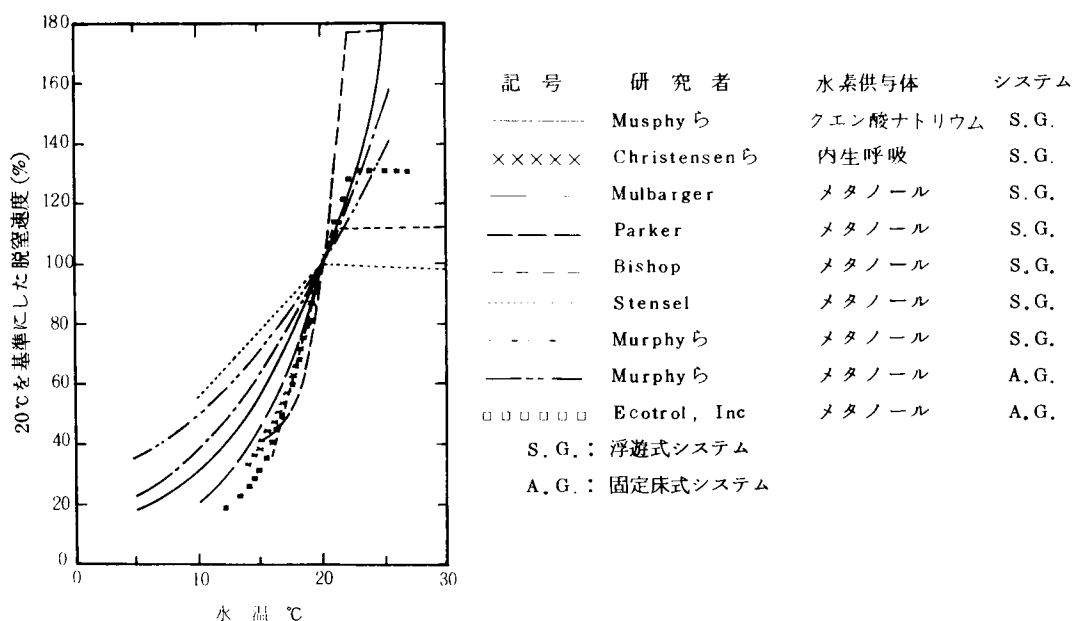


図6-7 脱窒の温度効果⁹⁾

に、 NO_3^- -N濃度が1～2 mg/ℓ以上では0次反応と考える場合が多い⁹⁾。

環境条件については、硝化菌と同様、DO、水温、pHが重要なものである。酸素の影響について検討したものの多くは、混合液と接触した気相の酸素量に関するもので、これによると何%かの酸素があっても、速度は減じるが脱窒を行ないうるとしている⁶⁾。DO濃度を直接測定して検討した例では、*P. denitrificans*は0.2～0.4 mg/ℓ以上のDO下で硝酸イオンの還元を行なわなかったとしている⁶⁾。DOが存在する条件下での脱窒は、酸素の濃度勾配のために脱窒を行なっている菌のまわりの酸素濃度がかなり低くなっているために生じると解せる。

水温については、遠矢¹³⁾は38℃付近に最適域があり、それより両側にずれると著しく効率の低下が生じるとのべている。EPAの報告⁹⁾では、図6—7がしめされ、通常の下水处理の範囲では、温度が高いほど脱窒速度が上昇するとみなせる。

pHについては、遠矢¹³⁾がpH8.5～9.0で最適であると報告しているが、図6—8にみるように、多くの例でpH7.0～7.5の中性あるいは弱アルカリ性で最適とみなされている⁹⁾。

純菌の研究においても、*P. aeruginosa*はpH5.8～9.2で脱窒を行なったが、pH7.0～8.2で最適であったと報告されている⁶⁾。

最終窒素形態は、pH7以上では少量の N_2O があるものの大半が N_2 であり、pH6～7で NO も生成され、pH5ではガス中の20%が NO であったとする報告がある⁶⁾。

以上より、通常の都市下水はpHが弱アルカリ性であることから、脱窒に

ってpHについては問題はなく、また最終窒素形態は大半が N_2 であるとみなせる。

2—3 生物学的硝化脱窒法に関連する因子

生物学的硝化脱窒法においては、関連する物質間の量論的關係、水温・pH等の環境因子、運転操作条件等が検討すべき基礎的事項となるが、前2者については2—2で検討した。

脱窒は通常の活性汚泥中に多量に存在していると予想される通性嫌気性の他栄養性細菌に依存している⁷⁾。このため、菌体量や生理的条件については、有機物質除去が良好に行われている系においては特に問題はなく、脱窒槽でいかに効率よく嫌気性に近い状態をつくりうるかによって脱窒効率が左右される。また、水素供与体を何に求めるかによって脱窒速度が大きく異なり、下水中有機物質やいわゆる内生呼吸下での活性汚泥構成有機物質の利用はメタノールを利用する場合に比して1オーダー程度小さい⁹⁾ことから、処理時間や汚泥濃度を増大することによって対処することを考える必要がある。

これに対して、硝化菌は通常の活性汚泥細菌の数倍である1日程度の世代時間¹⁵⁾で、かつ収率係数も小さい、このため通常の活性汚泥プラントでは、多少の流入負荷変動にも耐える程十分にこれらの菌を

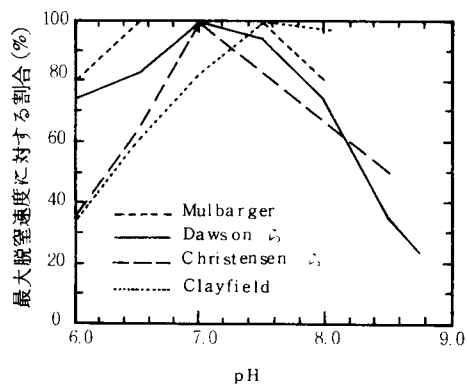


図6—8 脱窒のpH効果⁹⁾

維持することが困難な場合が多く、硝化菌の別途培養という発想が生まれる原因にもなっている。

生物学的硝化脱窒法における硝化能は、つまるところ硝化菌をいかに系内に保持し、保持した硝化菌の能力を発揮する場をいかにつくり出すかにある。図6-9は曝気槽内に硝化菌を維持するにあたっての関連因子をとりまとめたものであるが、硝化菌を個別に培養しない場合は、他栄養性細菌との競合がある。とくに、wash outによる効果が大で、SRT何日以上といった運転指標が出されている⁹⁾。また、有機物質負荷の効果も大きく、DO消費や生成する他栄養性細菌量に関係する。

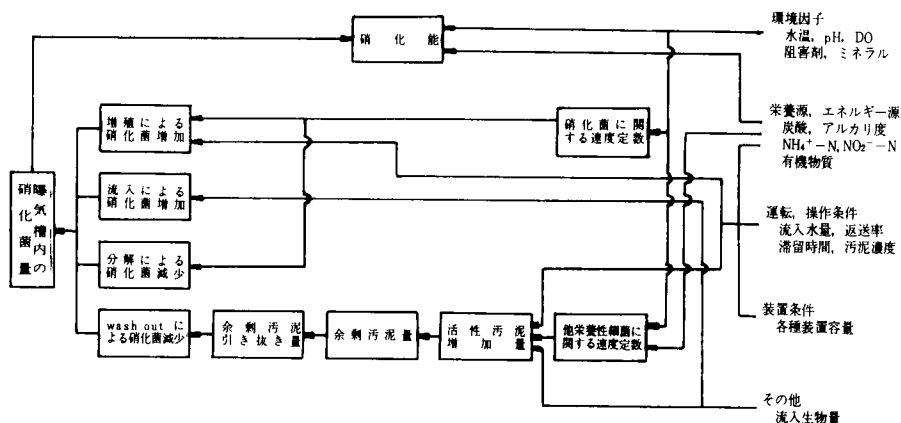


図6-9 曝気槽内の硝化菌量に関する要因

第3節 パイロットプラントによる生物学的硝化脱窒の検討¹⁶⁾

3-1 はじめに

有機物質除去を目的とした活性汚泥プロセスの若干の改良により、新たなプラントの追加あるいは外部からの薬品添加をすることなく都市下水中の窒素を除去することを目的として、都市下水のパイロットプラントでの処理の実験を行なった。

本節では、実験方法とパイロットプラントでの処理成績について示し、第4節で物質収支とそれをもとにした最適返送率の検討をする。また、第5節では、硝化菌の挙動について明らかにする。

3-2 実験方法

3-2-1 実験条件と実験目的

実験は、1977年～1979年の間に行なったが、1978、1979年については、第4章で示した都市下水処理実験と並行して行なった。実験方法について重複する部分は略す。

実験装置の概略図はすでに図4-1で示した。

本装置は、通常は標準法で運転されるパイロットプラントであるが、図に示すように、このときの曝気槽の20%弱に相当する部分を脱窒槽とした。ここでは、活性汚泥濃度の均一化をはかりつつ、嫌気性に近い状態を維持する目的で機械攪拌を行った。攪拌は長さ20cmの十字状攪拌子2つを水深(75cm)の中程の所で回転することによって行なった。

曝気槽では、少なくとも流出端において硝化に抑制のないといわれる2mg/ℓ程度のDOを保持しよう、散気管を配し、全面曝気方式とした。

以下、1977年に行なった実験を実験Ⅰ、1978年のものを実験Ⅱ、1979年のものを実験Ⅲとする。

既設プラントの改良という視点からは、流入水流量を一定にして返送率を変化させる方向での検討が必要であるが、より一般的な傾向を知る目的で、流入水流量と返送汚泥流量の和を一定にして、返送率を変化する方向での検討を行なった。

実験Ⅰは、返送率を50、100、200%にすることを目標として運転し、条件設定後少なくとも1週間経過後に1日間の採水を行ない、物質収支の検討をした。

実験Ⅱは、実験Ⅰの結果をふまえて返送率を200%とし、下水の曝気から、活性汚泥を生成する過程も含めて、4ヶ月間の下水処理実験を行なった。この間、活性汚泥の硝化能力を把握すること、汚泥濃度や脱窒槽の有無の効果を1日あるいは数日の期間の物質収支で検討することを行なった。

実験Ⅲは、実験Ⅱと同様であるが、硝化能力の把握、硝化菌の計数を行ない、これらの挙動をみることに主眼を置いた。

いずれの場合も流入水流量と返送汚泥流量の和を3m³/hrとすることを設定目標としており、各槽の理論的滞留時間は、脱窒槽34分、曝気槽2時間26分、最終沈殿池51分となる。返送率200%の時の流入水流量は、標準法で運転するときに必要な曝気時間を与える流量に近い。

曝気槽MLSS濃度は、数百mg/ℓから数千mg/ℓと広い範囲にわたっている。

3-2-2 採水条件ならびに分析方法

長期間のデータを得た実験Ⅱ、Ⅲの採水条件は表4-1にRunⅠ、RunⅡとして示してあるが、実験Ⅰ、Ⅱの物質収支実験については採水方法、サンプル調整方法を表6-3にまとめる。実験Ⅲは、採水頻度が少なく1日に1回であるため、物質収支の検討には含めない。

表6-3 実験条件及び採水条件

Run No.	期 間	流量(m ³ /hr)		曝気槽 MLSS (mg/ℓ)	脱窒槽	余剰汚泥 引き抜き	採 水 条 件	サン プル 数
		流入水	返送汚泥					
1	1977 9/30～10/1	1.0	2.0	4,000	有		1時間ごとに採水し2時間分コンポジット	12
2	1977 11/17～11/18	1.5	1.5	4,000	有		1時間ごとに採水し3時間分コンポジット	8
3	1977 11/26～11/27	2.0	1.0	4,000	有		1時間ごとに採水し3時間分コンポジット	8
4	1978 8/4 ～ 8/10	1.0	2.0	2,000	有	有	8, 12, 16, 20, 24時に採水しコンポジット	7
5	1978 9/2 ～ 9/8	1.0	2.0	4,000	有	有	8, 12, 16, 20, 24時に採水しコンポジット	7
6	1978 9/26～ 9/27	1.0	2.0	4,000	有		1時間ごとに採水し3時間分コンポジット	9
7	1978 10/18～10/22	1.0	2.0	4,000		有	8, 12, 16, 20, 24時に採水しコンポジット	5

注) 流量、曝気槽MLSSは目標値

実験Ⅰでは、流入水と返送汚泥を同時に採水し、その後、理論滞留時間を考慮して、脱窒槽流出水、曝気槽流出水、流出水の順に採水した。実験Ⅱでは、各測点で同時に採水した。

分析項目と分析方法を表6—4にまとめる。重クロム酸カリウムによるCODはStandard

Methods¹⁷⁾に依ったが、他は下水試験方法¹⁸⁾に依る。また、有機性窒素（以下Org.Nと記す）は((Kjeldahl-N)-(NH₄⁺-N))によって求める。さらに、サンプルそのものの値をT(total)、東洋汙紙No.5C 汙液をS(soluble)とし、その差をP(particle)とする。

3—3 実験結果（実験Ⅰ）

実験Ⅰの結果の例としてRunⅠをとりあげ、図6—10に示す。また、Run 1, 2, 3の操作条件としての流量、MLSS 濃度と環境因子としての水温、pH、DOをまとめて表6—5に示す。なお、表6—5には第4節でとりあつかうRun 4～7の実験結果もあわせて示す。さらに、流入水質、流出水質の範囲と平均値を表6—6にまとめる。

図6—10に示した結果は、前述のように滞留時間を考慮した24時間分のデータにもとづいている。

実験Ⅰにかぎって検討するが、流量、MLSS 濃度は所期の目標値をほぼ維持できた。

水温は、2—2で示した硝化菌、脱窒菌の最適温度に比して相当低く、Run 3では16℃台であった。

pHは、いずれのRun、いずれの測点においても中性付近にあり、硝化脱窒を含め生物反応に対して最適とはいえないまでも問題はなく、かつ硝化脱窒によるpH変化は顕著ではなかった。

脱窒槽DOは、流入水DOが高いうえ、流量が多いためかRun 3で1mg/ℓをこえる平均値となったが、他は1mg/ℓ以下であった。いずれも完全嫌気の状態になしえなかった。曝気槽流出端のDOは、ほとんどの場合において、2mg/ℓを上回っており、DOが硝化律速にはならなかったものとみなせる。実験後の空気量測定から判断して、曝気量は7.31m³の曝気槽混合液に対して、数10m³/hrであると推測された。

このように、かならずしも水温と脱窒槽DOにおいて十分ではなかったが、表6—6にみるようにSSやCODの良好な水質を得るとともに、ほぼ完全な硝化を含めたNH₄⁺-Nの消失を得た。除去率等については第4節で論じるが、ここでは図6—10に示したRun 1の結果にもとづいて水質の変化をみる。

NH₄⁺-Nでみると、流入水負荷と返送汚泥負荷とを合計流量で除した計算上の脱窒槽流入濃度（図で

表6—4 分析項目と分析方法

分析項目	分 析 方 法
COD	重クロム酸カリウム法の2/5法
Kjeldahl-N	ケルダール法
NH ₄ ⁺ -N	ネスラー法
NO ₂ ⁻ -N	N-(1-ナフチル) エチレンジアミンスルファニル酸法
NO ₃ ⁻ -N	フェノールジスルホン酸
SS	メンブレンフィルターによるろ過法
DO	ウィンクラーアジ化ナトリウム変法
アルカリ度	総アルカリ度
pH	pH計使用
水温	アルコール温度計使用

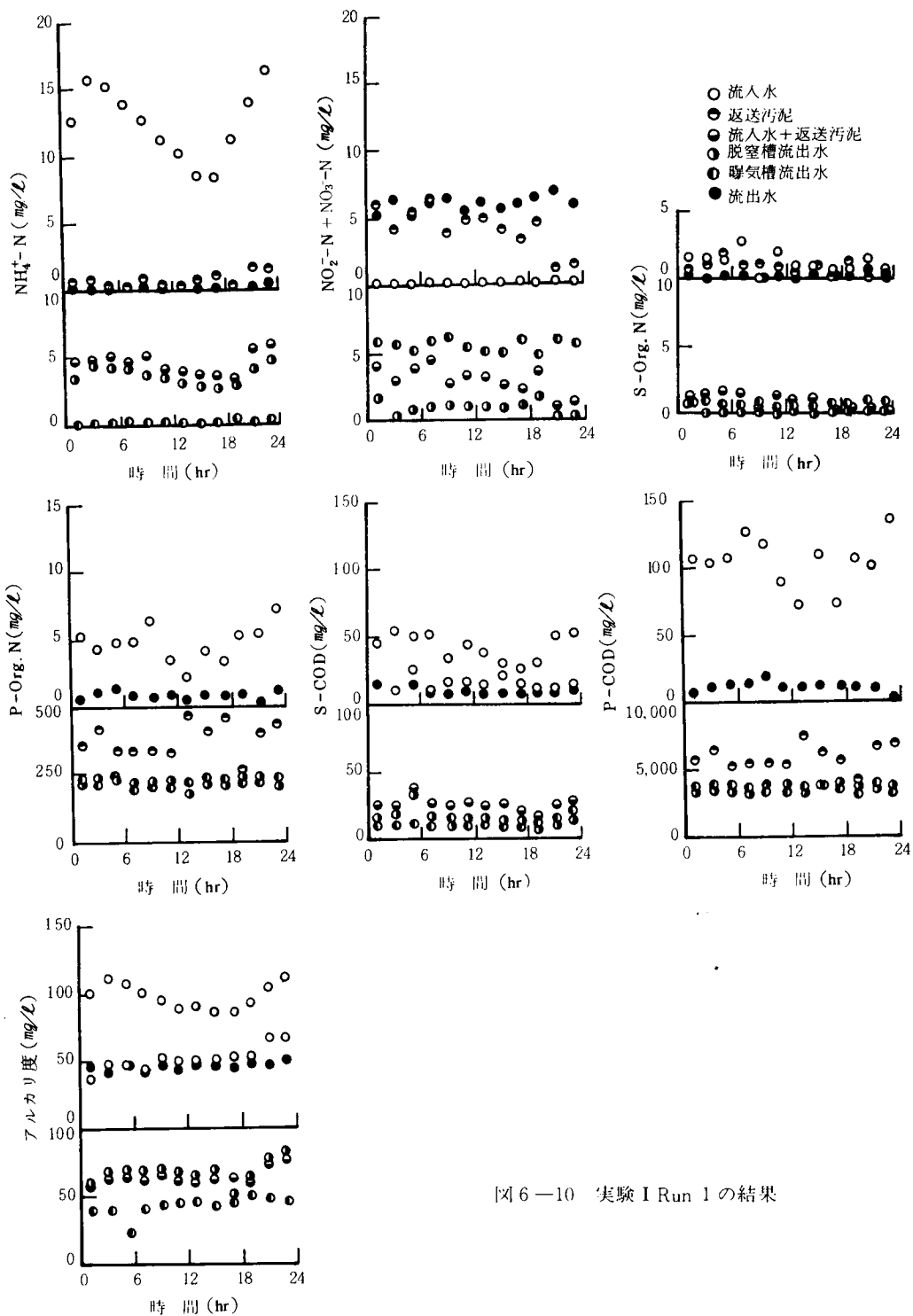


図6—10 実験 I Run 1 の結果

表6—5 実験結果（操作条件，環境因子）

Run No.	採水地点	流量(m ³ /hr)		水 温(℃)		pH	D O (mg/ℓ)		曝気槽MLSS(mg/ℓ)	
		範 囲	平均	範 囲	平均	範 囲	範 囲	平均	範 囲	平均
1	I	0.90~1.10	1.02	22.7~23.9	23.3	6.90~7.52	0.9~3.1	1.8	4,770~7,610	6,201
	II	1.80~2.40	2.04			6.89~7.34	0.4~1.4	0.7		
	III					6.96~7.11	0.4~0.6	0.4		
	IV					6.90~7.06	1.4~3.3	2.6		
	V					6.97~7.34	1.0~3.7	2.3		
2	I	1.50~1.60	1.51	1.80~18.8	18.5	6.98~7.62	1.1~2.6	1.7	7,290~10,780	8,779
	II	1.30~1.70	1.46			6.84~7.16	0.9~5.0	2.1		
	III					6.85~7.16	0.5~0.8	0.6		
	IV					6.98~7.13	4.0~5.7	5.0		
	V					7.04~7.28	3.8~5.0	4.3		
3	I	2.00~2.10	2.03	16.3~16.6	16.4	7.10~7.53	2.0~3.2	2.6	9,770~13,200	10,009
	II	0.96~1.10	1.03			6.90~7.05	0.5~2.4	1.3		
	III					7.00~7.26	0.5~1.8	1.2		
	IV					6.87~7.04	2.2~6.2	3.9		
	V					7.04~7.33	1.5~4.0	2.6		
4	I	0.91~0.99	0.97	26.5~28.5	27.7	6.88~7.59	0~0.13	0.03	2,712~4,720	3,513
	II	1.98~2.06	2.03			6.99~7.44	1.39~3.06	1.96		
	III					7.06~7.45	0.29~0.42	0.36		
	IV					7.12~7.50	2.05~4.02	2.86		
	V					7.06~7.49	1.61~3.92	2.22		
5	I	0.84~1.01	0.94	24.6~26.5	25.9	6.34~7.26	0~1.01	0.23	5,969~8,608	6,914
	II	1.95~2.08	2.04			6.87~7.38	0.78~1.27	1.09		
	III					6.80~7.34	0.11~0.37	0.26		
	IV					6.97~7.40	1.42~2.38	1.67		
	V					6.92~7.41	0.63~2.02	1.13		
6	I	0.94~1.02	0.97	23.0~24.2	23.5	7.21~7.59	0.26~2.88	1.52	8,384~12,304	10,308
	II	1.11~1.86	1.36			7.32~7.70	1.94~2.60	2.31		
	III					7.24~7.49	0.26~1.43	0.66		
	IV					7.35~7.70	2.49~3.83	3.29		
	V					7.42~7.60	2.97~4.44	3.54		
7	I	0.97~1.00	0.99	18.0~21.0	19.4	6.59~7.95	0.55~2.55	1.72	5,168~9,925	7,809
	II	1.95~2.02	1.99			6.80~7.63	1.90~3.32	2.78		
	III					6.70~7.52	1.12~1.90	1.43		
	IV					6.85~7.69	4.11~5.19	4.59		
	V					6.82~7.80	4.26~4.96	4.68		

は流入水+返送汚泥)に比し、脱窒槽流出水濃度が低く、吸着が生じていると解せる。また、流出水と返送汚泥を比較すると明らかに後者が高く、最終沈殿池での脱アミノ化による生成が予想される。しかしながら、酸化態窒素は返送汚泥の方が低く、脱窒が生じている。これらの結果、返送汚泥のアルカリ度が流出水のそれに比して高いという結果をもたらしている。

流入水のNH₄⁺-Nと(流入水+返送汚泥)のNH₄⁺-N、返送汚泥の酸化態窒素と(流入水+返送汚泥)の酸化態窒素を比較すると、いずれも希釈されており、硝化菌、脱窒菌に対する負荷濃度が低下され、低い菌濃度で対処しうることが推定される。

表6-6 流入水ならびに流出水の水質

Run No.	採水地点	NH ₄ ⁺ -N	NO ₂ ⁻ -N	NO ₃ ⁻ -N	S-Org-N	P-Org-N	T-Org-N	T-N	S-COD	P-COD	T-COD	S S	アルカリ度
1	I	8.31~16.13 12.39	0.03~0.06 0.04	0.08~0.14 0.11	0~2.7 1.2	2.3~7.1 4.7	3.3~7.6 6.0	12.4~23.9 18.5	26.5~55.3 42.4	71.7~134.4 103.7	98.2~186.7 146.1	41~193 98	86.2~111.2 97.4
	V	0.16~0.45 0.20	0~0.04 0.01	5.32~6.99 6.12	0~0.5 0.3	0.4~1.5 0.8	0.7~1.9 1.2	6.7~8.1 7.5	7.9~19.1 11.5	2.5~14.5 11.0	17.8~30.9 22.5	4~31 20	42.6~49.9 45.7
2	I	5.58~9.81 7.63	0.02~0.41 0.14	0.04~0.59 0.17	1.5~8.3 3.0	0~6.2 4.2	5.1~8.3 7.2	11.4~18.4 15.1	19.9~51.2 33.3	70.0~113.3 98.2	89.9~149.3 131.4	79~119 97	58.6~104.5 89.8
	V	0.06~0.29 0.10	0~0.01 0	3.29~4.48 3.82	0.7~3.8 2.7	0.3~2.5 1.2	1.2~4.6 3.9	4.8~8.9 7.6	9.2~10.6 9.6	5.5~13.5 7.8	14.7~22.9 17.4	10~12 11	36.9~60.9 52.4
3	I	6.88~18.88 12.64	0.03~0.13 0.06	0.05~0.19 0.09	1.2~2.2 1.6	2.7~9.2 5.5	3.9~10.7 7.1	11.1~29.7 19.9	17.2~88.6 53.3	82.6~110.3 93.8	100.2~196.4 147.1	63~112 91	81.7~133.0 100.7
	V	0.13~2.56 0.82	0.01~0.09 0.03	0.72~4.41 2.47	4.3~7.9 5.5	0~3.2 0.9	4.4~8.1 6.3	9.1~17.5 13.6	12.0~16.9 14.1	1.4~5.7 3.8	15.4~21.4 17.9	7~8 7	40.8~54.0 45.3
4	I	7.64~13.52 10.56	0.03~0.08 0.04	0.03~0.20 0.09	1.2~3.7 1.9	2.2~11.0 7.5	4.1~12.2 8.9	13.8~24.6 19.6	27.3~53.9 36.2	109.5~235.6 191.6	136.8~269.3 225.9	140~252 202	86.1~112.8 96.2
	V	0.15~0.99 0.37	0.01~0.02 0.01	1.79~3.34 2.73	0~1.1 0.5	0~3.8 1.7	0.3~4.9 2.1	3.8~7.7 5.3	6.8~18.7 13.3	4.4~26.2 10.3	10.0~33.0 23.5	11~20 15	43.2~64.2 54.2
5	I	8.23~9.86 9.05	0.03~0.05 0.04	0.01~0.14 0.05	0.6~3.6 1.9	0~8.6 4.9	2.0~11.2 6.9	11.8~21.2 16.0	35.8~77.5 47.3	119.2~184.5 160.0	169.2~233.9 207.3	160~268 192	78.7~112.7 95.7
	V	0.11~3.01 0.91	0.03~0.19 0.07	0.54~3.15 1.97	0.4~0.9 0.7	0~1.3 0.7	0.5~2.0 1.3	2.4~6.6 4.3	8.8~22.6 16.0	1.0~20.5 13.2	19.2~44.2 29.4	12~59 24	43.9~87.6 56.4
6	I	4.90~11.77 8.98	0.04~0.19 0.09	0.03~0.53 0.14	0.4~3.8 1.5	2.8~15.5 5.7	4.1~17.2 7.1	10.6~27.9 16.3	26.1~50.5 36.8	55.8~165.0 96.1	81.9~202.1 133.0	72~198 120	---
	V	0.11~0.29 0.19	0.01~0.01 0.01	1.85~4.40 3.92	0.5~1.2 0.8	0.4~1.5 0.9	1.0~2.7 1.7	3.7~7.1 5.8	10.1~21.3 15.5	1.0~28.0 10.9	17.9~40.2 26.4	4~40 24	---
7	I	8.78~12.72 10.53	0.04~0.08 0.06	0.03~0.22 0.12	0.2~3.8 2.1	6.6~13.0 9.8	10.4~15.9 11.9	20.0~24.8 22.6	42.1~49.3 45.7	156.7~193.5 174.1	205.4~242.8 219.8	130~225 183	95.0~104.5 101.1
	V	0.08~0.19 0.14	0.01~0.01 0.01	7.23~11.00 8.78	0.6~1.1 0.8	1.0~1.4 1.2	1.8~3.2 2.3	9.1~14.4 11.2	11.8~21.2 17.3	18.6~31.5 23.4	35.6~46.5 40.7	9~28 17	21.5~34.8 30.1

注) 上段は範囲, 下段は平均

3-4 実験結果（実験Ⅱ、Ⅲ）

3-4-1 環境因子

環境因子の特徴については、第4章第2節2-2で示したが、実験Ⅰの場合と同様、水温、pHは最適域からはずれる場合が多い。脱窒については十分検討できないが、硝化については流入する $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ がほぼ100%硝化され、水温やpHが律速となることはなかった。

DOに関しては、脱窒槽においては実験Ⅱの初期の変化を除くと明確な特徴はないが、曝気槽においては図4-9に示した曝気槽でのP-COD濃度の変化と逆の傾向を示す。あとでみるように、実験Ⅱの9月初旬を除くと、DOが硝化の律速因子になることはなく、また脱窒槽ではDOの存在にもかかわらず脱窒が進行した。

3-4-2 硝化脱窒にかかわる水質因子

通常、生物学的硝化脱窒法においては、硝化過程でのpH低下防止のためのアルカリ剤と、脱窒過程での水素供与体としての有機物質（メタノールや有機酸）を添加している。本研究では、これらを添加しないことが1つの特徴であるが、アルカリ度及びCOD等の変化について検討する。

(1) アルカリ度

流入水と曝気槽でのアルカリ度の変化を図6-11に示す。実験Ⅱでは流入水で100mg/ℓ前後にばらついており、曝気槽では半減して50mg/ℓ前後となっていた。ただし、脱窒槽においても曝気を行った10月18日～22日では、流入水については他とほぼ同様であったが、曝気槽での値は低く30mg/ℓ前後となっていた。すなわち、脱窒槽の有無の差が20mg/ℓ程度のアルカリ度の差となっており、脱窒槽でのアルカリ度生成が無視しえない。実験Ⅲでは、流入水、曝気槽流出水とも実験Ⅱの約1.2倍となり、それぞれ120mg/ℓ付近、60mg/ℓ付近にばらついていた。結果としては、アルカリ度低下がpHに与える効果は大きくはなく、図4-3に示したように、実験Ⅱの10月18日～22日に曝気槽pHが7.0前後で他より若干低い傾向にあったが、全般的にみて中性か弱アルカリ性を保ち得た。

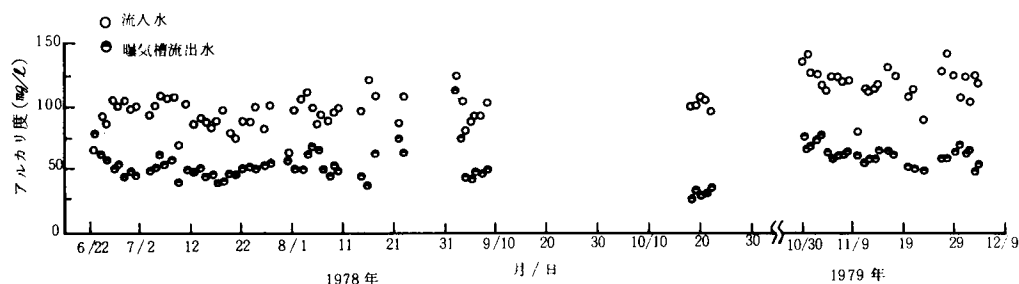


図6-11 アルカリ度の経日変化

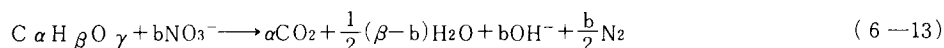
(2) COD

流入水と流出水のCODの変化は図4-6に示したが、実験Ⅱでは流入するS-COD濃度が50

mg/ℓ 前後かそれ以下と低く、除去される量は大きいものではない。脱窒過程の水素供与体として有機物質が必要であるが、実験Ⅱでは利用されやすい S-COD でまかなえない可能性がある。

水素供与体として必要な有機物質量を COD を指標として検討する。

簡単のため、有機物質が窒素を含まないものとして $C_\alpha H_\beta O_\gamma$ で示すと、酸素源として酸素あるいは硝酸イオンを利用した場合の酸化反応は式(6-12)、式(6-13)となる。



両式において酸素の収支をとると、式(6-14)の関係をうる。

$$2a = 2.5b \quad (6-14)$$

すなわち、 b mol の NO_3^- を還元するのに必要な有機物質を酸化するとき、 $1.25b$ mol の酸素を必要とする。これは $1\text{mg}/\ell$ の $NO_3^- - N$ を還元するのに $2.857\text{mg}/\ell$ の COD が必要であることに相当する。同様な計算によって、 $NO_2^- - N$ $1\text{mg}/\ell$ の還元には $1.714\text{mg}/\ell$ の COD が必要となり、両者の差である $1.143\text{mg}/\ell$ の COD が $NO_3^- - N$ から $NO_2^- - N$ への還元に必要なとなる。脱窒過程では、必要とされる有機物質の3割程度が生物増殖に利用されるとみられている¹⁹⁾ので、これらの1.5倍弱の COD が必要となる。

このような観点になつと、たとえば実験Ⅱの8月では流入水の $NH_4^+ - N$ と流出水の $NO_3^- - N$ の差約 $10\text{mg}/\ell$ を脱窒された窒素量として、約 $40\text{mg}/\ell$ の COD を必要とする。さきにみたように、この間の S-COD 除去量は小さく、さらに一部は好氣的に利用されるため、水素供与体としての S-COD が不足し、浮遊性基質を水素供与体としていることが示唆される。

3-4-3 窒素化合物の挙動

流入水、流出水中の各種窒素化合物の窒素濃度を図6-12に示す。

流入水中の $NH_4^+ - N$ 濃度は、実験Ⅱでは初期の6月22日～25日頃は $3 \sim 5\text{mg}/\ell$ とかなり低いが、それ以降は多少の変動はあるものの $10\text{mg}/\ell$ 前後であった。実験Ⅲでは $15\text{mg}/\ell$ 前後であった。流出水中の $NH_4^+ - N$ 濃度は、実験Ⅱにおいては、6月22日と23日は流入水質とほぼ同じであるが、それ以後直線的に減少し、6月27日には約 $0.2\text{mg}/\ell$ となった。その後はほとんど変化がなかった。この間、8月1日、5日と9月2日～4日では、特異的に $NH_4^+ - N$ 濃度が高い値を示していた。実験Ⅲでは、初日の10月30日は高い値であったが、他は実験Ⅱと同様に $0.2\text{mg}/\ell$ 前後であった。流出水の $NH_4^+ - N$ 濃度が高い時は、水温、pH にとくに異常はなく、流入水の COD が前後に比して高いこと、曝気槽 DO が若干低いことが特徴的であった。

流入水中の $NO_2^- - N$ 濃度は、ときおり高い濃度がみとめられるがそれ以外では $0.1\text{mg}/\ell$ 以下の低濃度である。 $NO_3^- - N$ 濃度についても、6月27日に特異的に $3.92\text{mg}/\ell$ と高濃度であったが、他はおおむね $0.2\text{mg}/\ell$ 以下であり、 $NO_2^- - N$ 、 $NO_3^- - N$ で示される酸化態窒素濃度は無視しうる程度であった。

一方、流出水中では、 $NO_2^- - N$ 濃度は流入水中と同様に低濃度であったが、 $NO_3^- - N$ 濃度は高かつ

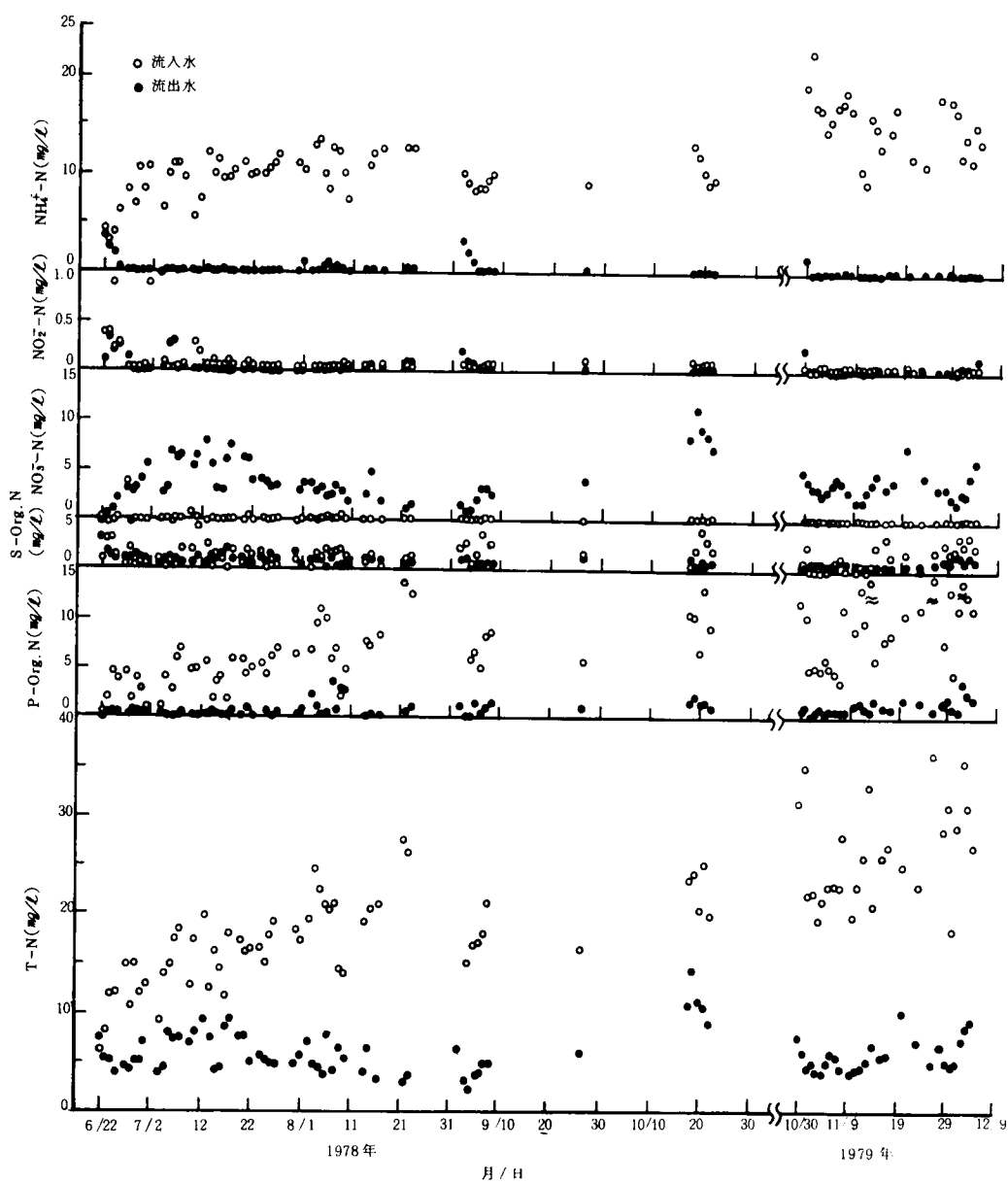


図 6-12 各種形態の窒素の経日変化

た。

実験Ⅱでは、多少ばらつくが、7月7日頃までは1日に0.5mg/ℓ程度の直線的増加をみ、その後6～7mg/ℓの値が続いた。曝気槽内活性汚泥のP-COD濃度が2000mg/ℓを起えるところになると脱窒作用のために低下し、2～3mg/ℓとなった。これ以降は、同程度かそれ以下であった。10月18日～22日は、脱窒槽を設けておらず、流入 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 濃度に近い $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 濃度の流出があり、相対的に脱窒槽の効果の大きさが理解される。

実験Ⅲでは、流入水の $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 濃度が高いこともあって5mg/ℓ以下であり、曝気槽のP-COD濃度の影響はみとめられなかった。

S-Org.Nについては、除去が認められる場合もあるが、平均的にみて大きな変化はなく、S-CODが減少しているのに比して対照的である。これに対して、P-Org.Nは、流入水では大半が2mg/ℓ前後から15mg/ℓ近くまで変動しているが、流出水中では2～3の特異的な場合を除くと、大半が2mg/ℓ以下で良好に除去されている。

全窒素（以下T-Nと記す）濃度は、以上の5形態の窒素濃度の和とするが、流入水中では $\text{NH}_4^+\text{-N}$ とP-Org.Nがその大半を占めるとともに、これらの変動に大きく依存して10～35mg/ℓの範囲で変動している。これに対して、流出水中では $\text{NO}_3^-\text{-N}$ とS-Org.Nが多いこと、時により10mg/ℓ前後と高いが、他は5mg/ℓ前後であることが特徴であった。

曝気槽内活性汚泥のP-Org.Nの変化は図示していないが、P-CODに近い変化を示している。

3-4-4 窒素化合物の形態変化と除去特性

窒素化合物の形態変化と除去の過程をみるために、流入水中のT-N濃度を100%としたときの流入水と流出水中の各種窒素化合物の窒素濃度の割合をもとめ、図6-13に示した。

3-4-3でのべたように、流入水中では $\text{NH}_4^+\text{-N}$ とP-Org.Nの割合が高く、流出水中では大半が $\text{NO}_3^-\text{-N}$ であるが $\text{NO}_2^-\text{-N}$ と $\text{NO}_3^-\text{-N}$ の和で示される酸化態窒素の割合が高いこと、S-Org.Nが流入水と比較してあまり変化しないこと等が明らかである。

脱窒をさらに進行しても、S-Org.NとP-Org.Nが流入水のT-N濃度の10%程度残余するものと思われる。このうち、P-Org.Nは固液分離の向上によって減じうるが、S-Org.Nの減少はむづかしい。図6-13の下欄で100%ラインと最下のプロットとの差は窒素の除去率を示す。

実験Ⅱでは、開始時にS-Org.Nと $\text{NH}_4^+\text{-N}$ の残余のため除去率が低い。その後、6月27日～7月22日ごろまでの約1月間は50%程度の除去率であった。なお、この間は前述のように曝気槽内の活性汚泥P-COD濃度は2,000mg/ℓ以下であった。この後、活性汚泥P-COD濃度の増加とともに70%近いT-N除去率がみられる。ただし、10月18日～22日は硝化は十分だが、脱窒工程が主として最終沈殿池のみとなり、40～50%のT-N除去率しか得られなかったし、その他P-Org.Nの残余、硝化の不十分な進行などによって特異的にT-Nに除去率の低い場合があった。

実験Ⅲでは、流入水の $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含率に変動があるが、大半がT-Nで80%近い除去率を示し、良好な成績が得られた。

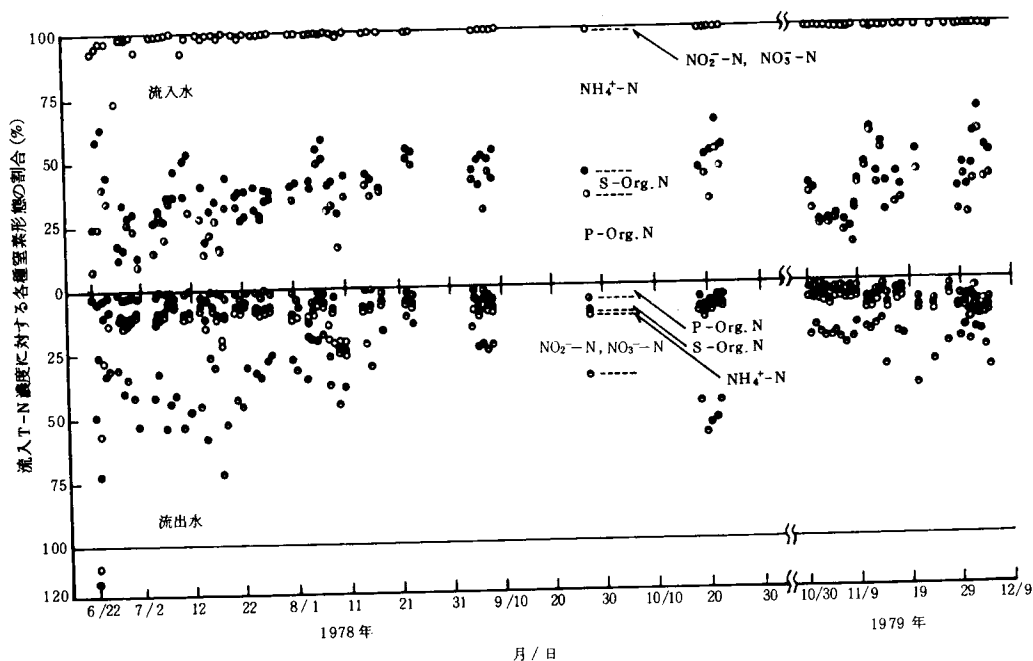


図 6-13 流入水、流出水の窒素構成比の経日変化

3-5 まとめ

生物学的硝化脱窒処理では、アルカリ剤やメタノールのような水素供与体を加えることが一般的である。ここでは、下水流入部を機械攪拌し、返送率を増すことによって、外部からの薬剤添加なしに都市下水の窒素除去能を向上することを目的として、プラント実験を行なった。得られた結果を要約する。

実験 I では、生物学的硝化脱窒を行なっているパイロットプラントの処理成績の時間変動をみた。

- 1) NH_4^+-N に対しては返送汚泥による希釈、 NO_3^--N に対しては流入水による希釈があつて負荷濃度が低下されたため、かならずしも十分な環境条件ではなかったが、100%近い硝化と評価しうる脱窒をなし得た。
- 2) 脱窒槽では、流入 NH_4^+-N の一部が吸着除去されるが、最終沈殿池で脱アミノ化によって生成があること、最終沈殿池では、これと同時に脱窒があることなどが興味ある現象としてみとめられた。
- 3) プロセスの変更によって流入下水あたりの滞留時間の減少があつたが、平均 $150\text{mg}/\ell$ 弱の流入 T-COD が流出水で $20\text{mg}/\ell$ 程度、平均 $100\text{mg}/\ell$ 弱の流入 S-S が流出水で $20\text{mg}/\ell$ 以下となつて、ともに良

好に除去された。

実験Ⅱ、Ⅲについては、つぎに示すような処理実績を得た。

1) 実験Ⅱ

i 6月22日～25日

実験開始から一日毎に、流出 NH_4^+-N の減少と流出 NO_3^--N の増加がみとめられ、曝気槽アルカリ度が減少しつつある。曝気槽 P-COD 濃度の増加とこれに付随した脱窒槽の DO 低下がみられる。 NH_4^+-N と NO_3^--N の濃度変化から、若干の脱窒が推測しうる。 S-COD の除去も増加しつつある。

ii 6月26日～7月21日

流出する無機態窒素はほとんど NO_3^--N であり硝化が十分進行しているが、流入 NH_4^+-N の1/2程度であり脱窒は不十分である。脱窒槽の DO は $1\text{mg}/\ell$ かそれ以下であるが、曝気槽の DO は $5\text{mg}/\ell$ 前後と高く、最終沈殿池汚泥ゾーンでの脱窒は期待しにくい。

iii 7月22日～8月23日

流出 NH_4^+-N に若干高い場合があるが、iiと同様に流出無機態窒素の大半が NO_3^--N である。ただし、iiよりもかなり低く、脱窒の進行がうかがえる。このとき、曝気槽の P-COD 濃度が $2,000\text{mg}/\ell$ 程度かそれ以上であり、曝気槽の DO は $2\text{mg}/\ell$ 前後に低下している。

iv 9月2日～8日

流入 COD が前後より高く DO がいく分低い時期にあたる9月2日～4日に硝化が不十分であった。このとき、曝気槽のアルカリ度も高かった。その後は、十分な硝化とiiiに近い脱窒が生じている。

v 10月18日～22日

脱窒槽も曝気した時期でi～ivまでの対照とした時期であり、 DO は、脱窒槽、曝気槽とも同一 P-COD 濃度の場合より高い。流入 NH_4^+-N 濃度に近い NO_3^--N 濃度の流出があったが、脱窒も若干生じている。主として最終沈殿池汚泥ゾーンで進行しているものと思われる。脱窒量が少ないため、曝気槽流出水中のアルカリ度が少なく、 $30\text{mg}/\ell$ 前後である。

T-N 除去率は40～50%と、同一 P-COD 濃度で脱窒槽を設けた場合の70%前後の除去率に比し低かった。

2) 実験Ⅲ

全期間を通じて、流入する窒素化合物の組成や濃度にかかわらず、2～3の例を除くと80%近い窒素除去率を得ている。流入する濃度が全体的に実験Ⅱより高いためか、流出水質は実験Ⅱの良好な場合に比し若干劣ることがあること、後半で S-Org.N 、 P-Org.N がいく分高いことが目につく。

実験Ⅱ、実験Ⅲを通じて、 COD 、 SS の処理成績は第4章第2節に示したように良好であった。

第4節 物質収支による硝化脱窒能の検討²⁰⁾

4-1 はじめに

第3節のパイロットプラント実験で得たデータをもとにして、物質収支より、返送率、曝気槽汚泥濃度、脱窒槽の有無等の操作条件と硝化脱窒能との関係に検討を加える。さらに、得られた結果をもとに

して、流入水流量と返送汚泥流量の合計を一定にして硝化脱窒を行なう場合の最適返送率を検討する。

4-2 処理特性

流入水、流出水に関する水質データは表6-6にまとめたが、これをもとにした1日あたりの負荷量とその変化率を表6-7にまとめる。

4-2-1 SS, COD, アルカリ度

SS, COD, アルカリ度の除去率を返送率に対してプロットすると図6-14をうる。

SS, P-CODの浮遊性物

質指標は、脱窒槽の有無、曝気

槽 MLSS 濃度の違いにかかわ

らず、90%前後の除去率を得て

いるが、返送率の上昇に従って

低下する傾向を示す。T-COD

Dは、除去率は若干低下するが、

返送率に対する傾向は同様であ

る。

S-CODは、流出水濃度は

良好であるが、流入水濃度が低

いため、60~70%と除去率は低

い。また、返送率が除去率に及

ぼす影響は大きい。

これらに対して、アルカリ度

はRun 7の70.7%を除くと、返送率の違いにかかわらず、おおむね50%程度の低下であった。

以上より、本プラントでは、流入水流量と返送汚泥流量の和でみた滞留時間が短いにもかかわらず、いずれの場合にも、SSやCODの除去に大きなマイナス効果はない。

4-2-2 窒素化合物

(1) 負荷量変化

窒素化合物の各単位操作前後での1日あたりの負荷量変化を図6-15に示す。負荷量算定にあたって、たとえば、脱窒槽流出負荷量は脱窒槽流出端水質濃度に流入水流量と返送汚泥流量の和をかけて求めた。

これより、Run 4, Run 5では曝気槽で無機態窒素の減少があるが、Run 1, Run 7ではこれの生成があることがわかる。また、Run 2, Run 3においてはS-*Org.N*の生成が顕著であり、流出水にまで影響している。脱窒槽での脱窒は明らかであるが、ⅣとⅡ* (返送汚泥と余剰汚泥の合計) + Vの比較から、最終沈殿池での脱窒も明らかで、量的に重要である場合もある。

さらには、P-*Org.N*の除去効果の大きいこと、流出水の脱窒を行なえば、窒素除去を著しく効果的にしうる可能性があることなども明らかである。

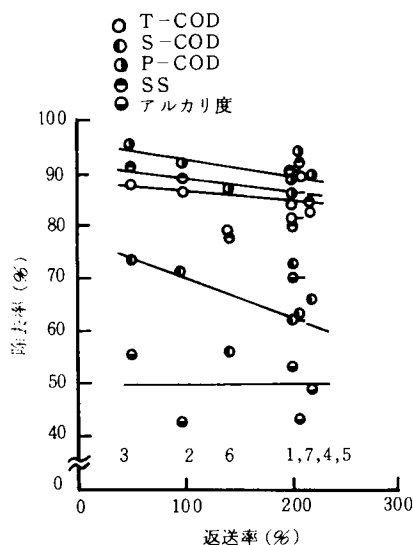


図6-14 返送率に対する各種水質項目の除去率変化

注) 図中数字はRun No.

表6—7 流入、流出負荷と変化率

Run No.	計 算 項 目	NH ₄ ⁺ -N			NO ₂ ⁻ -N+NO ₃ ⁻ -N			無機態N			S-Org.N			P-Org.N			T-Org.N		
		g	g	%	g	g	%	g	g	%	g	g	%	g	g	%	g	g	%
1	I V	292.7 (I-V)/I	5.0 288.7	98.6	3.8 148.9	-145.1		296.5 153.9	142.6	48.1	29.9 6.8	23.1	77.3	115.3 21.2	94.1	81.6	145.2 282.0	117.2	80.7
2	I V	276.7 (I-V)/I	3.9 272.8	98.6	11.5 138.8	-127.3		288.2 142.7	145.5	50.5	108.8 96.0	12.8	11.8	152.4 44.1	108.3	71.1	261.2 140.1	121.1	46.4
3	I V	613.9 (I-V)/I	39.8 574.1	93.5	6.8 315.6	-308.8		620.7 355.4	265.3	42.7	76.6 265.1	-188.5	-246.1	266.6 43.6	223.0	83.6	343.2 308.7	34.5	10.1
4	I V	244.6 (I-V)/I	8.6 236.0	96.5	3.2 63.7	-60.5		247.8 72.3	175.5	70.8	38.7 12.4	26.3	68.0	168.7 38.7	130.0	77.1	207.4 51.1	156.3	75.4
5	I V	206.9 (I-V)/I	3.8 203.1	98.2	1.6 63.3	-61.7		208.5 67.1	141.4	67.8	49.0 15.2	33.8	69.0	163.8 19.0	144.8	88.4	212.8 34.2	178.6	83.9
6	I V	198.1 (I-V)/I	4.4 193.7	97.8	5.9 89.1	-83.2		204.0 93.5	110.5	54.2	27.7 19.0	8.7	31.4	133.1 20.6	112.5	84.5	160.8 39.6	121.2	75.4
7	I V	250.7 (I-V)/I	3.6 247.1	98.6	4.2 209.5	-205.3		254.9 213.1	41.8	16.4	49.8 20.0	29.8	59.8	234.2 34.0	200.2	85.5	284.0 54.0	230.0	81.0
Run No.	計 算 項 目	T-N			S-COD			P-COD			T-COD			S S			アルカリ度		
		g	g	%	g	g	%	g	g	%	g	g	%	g	g	%	g	g	%
1	I V	441.7 (I-V)/I	259.8 181.9	58.8	1029 280	749	72.8	2523 268	2255	89.4	3552 548	3004	84.6	2372 474	1898	80.0	2369 1114	1255	53.0
2	I V	549.4 (I-V)/I	282.8 266.6	48.5	1208 349	859	71.1	3564 282	3282	92.1	4772 631	4141	86.8	3518 399	3119	88.7	3257 1897	1360	41.8
3	I V	963.9 (I-V)/I	664.1 299.8	31.1	2591 685	1906	73.6	4563 187	4376	95.9	7154 872	6282	87.8	4421 360	4061	91.9	4890 2197	2693	55.1
4	I V	455.2 (I-V)/I	331.8 123.4	72.9	838 308	530	63.2	4374 239	4135	94.5	5212 547	4665	89.5	4699 351	4348	92.5	2232 1276	956	42.8
5	I V	421.3 (I-V)/I	320.0 101.3	76.0	1118 380	738	66.0	3326 365	2961	89.0	4444 745	3699	83.2	3873 576	3297	85.1	2143 1088	1055	49.2
6	I V	364.8 (I-V)/I	231.7 133.1	63.5	810 358	452	55.8	2063 258	1805	87.5	2873 616	2257	78.6	2626 581	2045	77.9	—	—	—
7	I V	538.9 (I-V)/I	271.8 267.1	50.4	1089 412	677	62.2	4145 557	3588	86.6	5234 969	4265	81.5	4371 416	3955	90.5	2408 717	1691	70.2

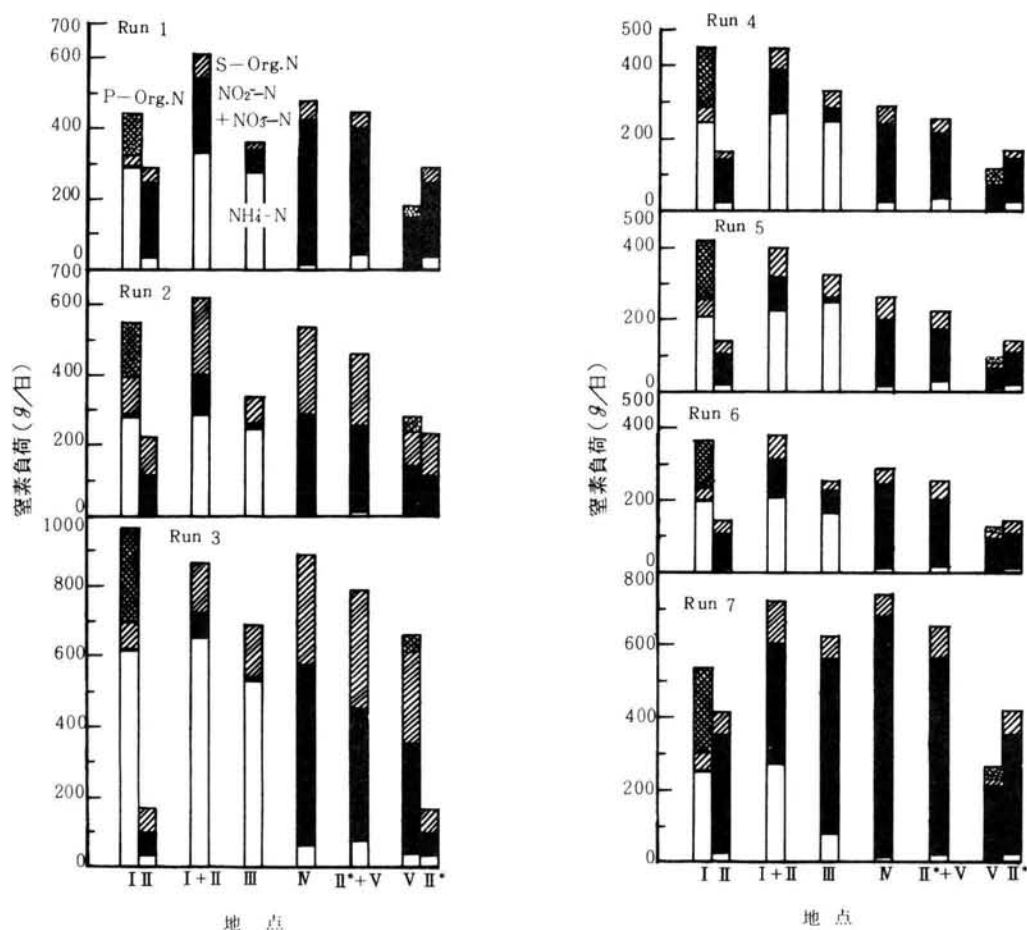


図 6—15 各地点での窒素負荷

注) II*は返送汚泥と余剰汚泥の合計を示す

以上のように、こまかく検討すれば、Run ごとに異なった挙動を示す部分もあるが、プロセス全体でのT-Nと無機態窒素の除去量、除去率を返送比に対してプロットすると、図 6—16、図 6—17を得る。

除去量は相当に変動しているが、除去率は返送率の上昇に従って増加している。曝気槽 MLSS 濃度が約 1/2 の Run 4 についても、この傾向に差はない。脱窒槽を設けていない Run 7 では無機態窒素の除去量、除去率が低い。

除去量と除去率を系内の MLSS 当りの窒素負荷に対してプロットすると図 6—18、図 6—19を得る。除去量は窒素負荷に比例して増加しているが、除去率は逆に減少しており、窒素除去に及ぼす窒素負荷の影響が大きいことがわかる。流入水質が Run により変動するため、窒素負荷と返送率とは十分な対応はなく、本実験での窒素除去をみると、除去量は MLSS 当りの窒素負荷の上昇

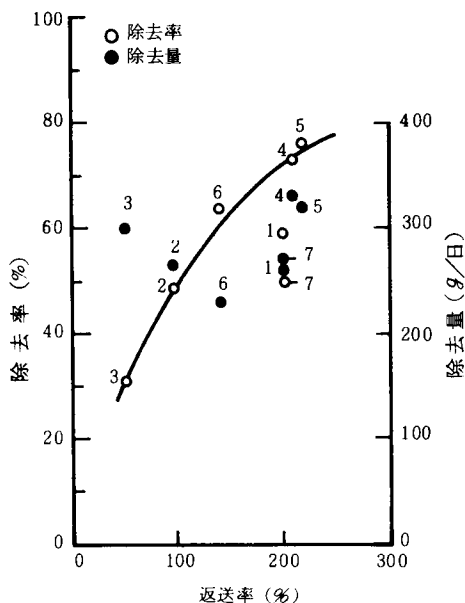


図 6—16 T—Nの除去率，除去量
注) 図中数字はRun No.

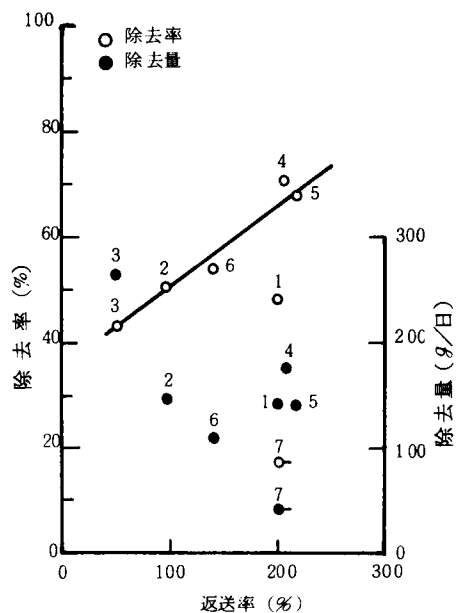


図 6—17 無機態Nの除去率，除去量
注) 図中数字はRun No.

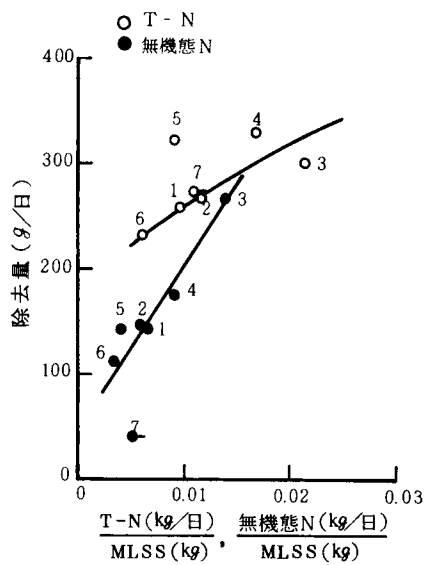


図 6—18 T—N，無機態Nの負荷と除去量
注) 図中数字はRun No.

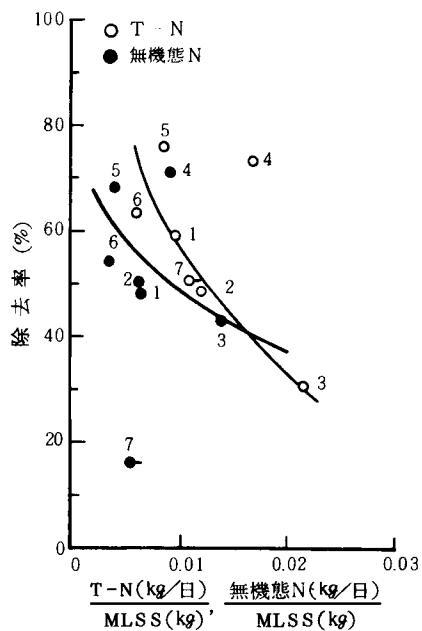


図 6—19 T—N，無機態Nの負荷と除去率
注) 図中数字はRun No.

に従って増加するが，除去率は返送率の上昇に従って増加するという特性がある。

(2) 脱窒

図6—20は、各Runにおける流入 NH_4^+-N 量と脱窒槽と最終沈殿池とでなされたそれぞれの脱窒量を示している。Runによって様子が異なっている。

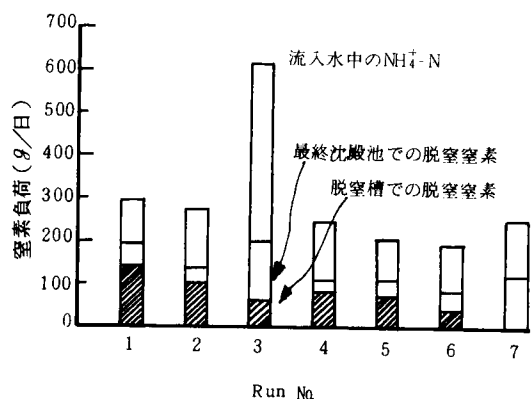


図6—20 流入水中 NH_4^+-N 負荷と脱窒素量

Run 7は最終沈

殿池のみで脱窒されているが、流入 NH_4^+-N 量に対して約1/2の量となっている。

図6—21に、脱窒槽での酸化態窒素の除去量、除去率を返送率に対してプロットした。主として返送汚泥によってもたらされる酸化態窒素の70%弱から80%強の量が脱窒されている。Run 6は特異的にわずか37%の脱窒率であった。脱窒量は相当変動しているが、脱窒率は返送率の上昇に従って低下する傾向を示している。

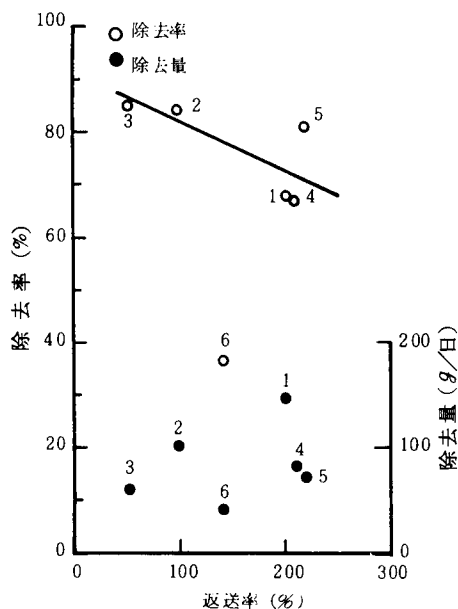


図6—21 脱窒槽での酸化態Nの除去率、除去量

注) 図中数字はRun No.

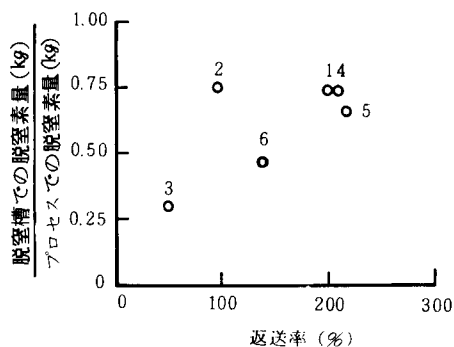


図6—22 プロセスでの脱窒素量に対する脱窒槽

での脱窒素量の割合

注) 図中数字はRun No.

図6-20に示すように、最終沈殿での脱窒量が多い場合もある。脱窒槽と最終沈殿池での脱窒量の合計量に対する脱窒槽での脱窒量の比を返送率に対してプロットすると図6-22のようになり、返送率が小さい場合は、相対的に最終沈殿池での脱窒量が大きい割合を占めている。

4-3 処理に及ぼす返送率の影響の試算

施設規模が与えられた条件下での返送率の変化は、当然処理しうる下水量的変化をまねき、汚濁物除去に変化をもたらす。この意味から、処理施設における水の理論的滞留時間を同一としたときに、返送率の変化が処理効果にどのように影響するかを試算する。

流入下水の水質は一定で C とし、返送率 r に対する除去率曲線を $f(r)$ とする。流量は流入水流量と返送汚泥流量の和を一定とし、 Q で与える。これより、流入水流量は $Q/(1+r)$ となり、流入負荷は $C \cdot Q/(1+r)$ となる。また、除去量は $C \cdot Q \cdot f(r)/(1+r)$ で示される。

無機態窒素、 $T-N$ 、 $T-COD$ 、 $S-COD$ 、アルカリ度について、図6-14、図6-16、図6-17の外挿した除去率曲線を $f(r)$ とし、かりに $C \cdot Q=1$ と考え、 r に対して除去率 $(f(r))$ 、負荷量 $(1/(1+r))$ 、除去量 $(f(r)/(1+r))$ を示すと図6-23が得られる。

$T-COD$ 、 $S-COD$ のような有機物質は返送率の変化に対して流出量はあまり変化せず除去量が減少する。有機物質の高除去率、高除去量を得るためには返送率を低く抑える必要がある。アルカリ度は $f(r)=0.5$ としたため、常に流入負荷の50%が残留する。

一方、本研究の中心課題である窒素の挙動をみると、無機態窒素、 $T-N$ ともに、返送率の変化に対して流出量は大きく変化するが、

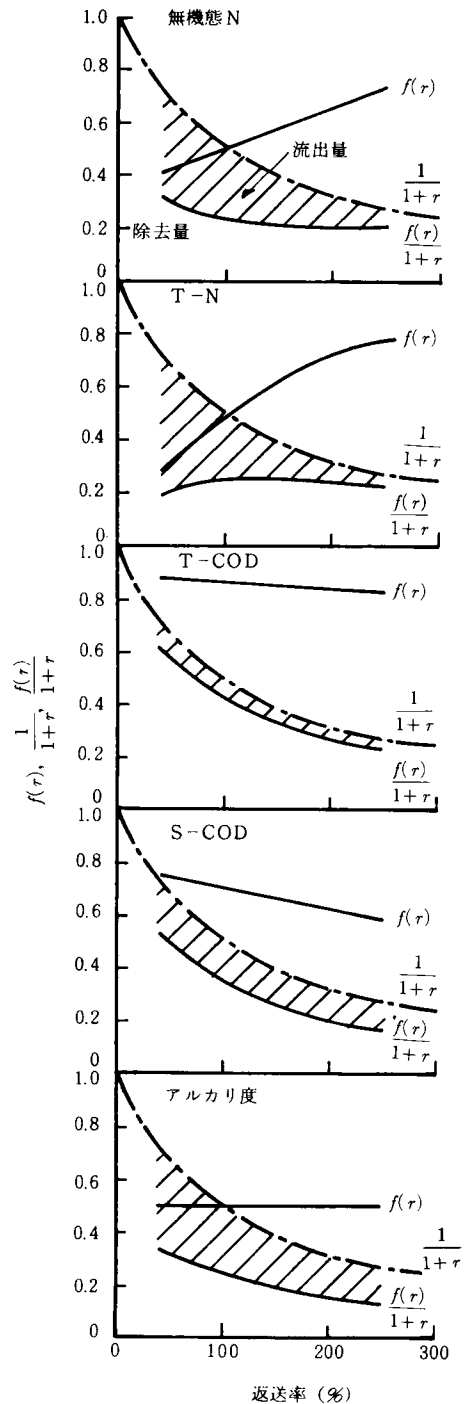


図6-23 返送率を操作因子とした時の各種水質項目の挙動

除去量はあまり変化せず、有機物質の挙動と比べると逆の挙動を示す。

このとき、たとえば返送率が200%の場合、返送率が50%の場合に比し、処理すべき下水量は半分になるが、除去する窒素量はほとんど変化せず、流出する窒素量を無機態窒素で30%弱、T-Nで20%弱にまで低下する。

以上より、流出負荷をどの程度に設定する必要があるかにより返送率を設定しなければならないが、むやみに返送率をあげても改善効果が大きくないことが予想される。返送率200%前後が妥当と思われるが、これは標準法で設計して運転している処理場において、流入水流量を現状に維持して2倍量の返送汚泥を返す状態に近い。

4-4 まとめ

第3節で示したパイロットプラントでの実験結果の一部を物質収支の観点からとらえ、返送率を主とする操作条件との関係で整理した。得られた結果を以下に要約する。

- 1) いづれの操作条件の場合においても、流出するCODは問題のない濃度とみなせた。ただし、Run 7においては、rising sludgeのためと思われるが、若干P-CODが高い。他の場合でも一部rising sludgeがあったので、最終沈殿池の汚泥溜め上の水面に流水方向に直角に阻止板を設置して浮上した汚泥の流出を防いだ。
- 2) 曝気槽での硝化は十分に進行し、脱窒は脱窒槽のみならず最終沈殿池においても進行していた。返送率が小さい場合やRun 7のように脱窒槽を設けていない場合には、最終沈殿池での脱窒が相対的に重要となる。
- 3) 本実験の結果を返送率の関係でまとめると、除去率との間に強い相関が認められた。すなわち、流入水流量と返送汚泥流量の和を一定としたとき、SS、T-COD、S-COD、P-CODは返送率の上昇に対して除去率低下の傾向にある。ただし、アルカリ度については返送率が除去率に影響することはあまりない。無機態窒素、T-Nはともに返送率の上昇に従って除去率が増加している。このとき、除去量はMLSS 当りの窒素負荷に比例して増加している。MLSS 濃度が約1/2のRun 4においても傾向は同様であったが、脱窒槽を設けないRun 7では無機態窒素の除去が悪い。
- 4) 図6-14、図6-16、図6-17を利用して、一定水質の下水を処理する場合の成績を試算した。この結果、本プラントで下水を処理する場合、返送率を増すと、流出水質にはあまり問題はないと思われるが、有機物質除去に若干のマイナス効果がある。その反面、窒素除去に対するプラス効果が大きいことが推定される。実プラントの改良では、返送率200%程度が妥当と思われる。

第5節 パイロットプラント実験における硝化菌の挙動についての検討

5-1 はじめに

第3節の実験Ⅱ、Ⅲにおいて、硝化菌量の把握を行なった。ここでは、硝化菌量把握の方法と活性汚泥中の実態を示し、運転操作との関連でみた硝化菌の挙動を明らかにする。

なお、硝化菌量の把握は、実験Ⅱについては、物質収支把握の実験の初日と最終日とを中心に、6月24日、7月15日、8月4日、10日、9月2日、8日、26日、27日、10月18日、22日に行なった。また、

実験Ⅲでは、11月1日、7日、13日、20日、28日の計5回行ない、あわせて約3日の間隔でMPN法による計数を行なった。

5-2 硝化菌量把握の方法

5-2-1 バッチテストにおける無機態窒素の挙動からの推定²¹⁾

好気性下での NO_2^- -Nや NO_3^- -Nの挙動はそこに存在する硝化菌量を反映していると考えられ、これらの間にある関係を明確になしうれば、 NO_2^- -N、 NO_3^- -Nの変化から硝化菌量を推定することが可能となろう。このような観点から硝化菌量把握の方法を検討する。

(1) 硝化過程の定式化

硝化菌を *Nitrosomonas* と *Nitrobacter* で代表し、これらが Monod 式に従って増加するものとして硝化菌量の変化を式(6-15)、式(6-16)で示す。また、両細菌の NH_4^+ -Nあるいは NO_2^- -Nに対する収率係数を Y_M 、 Y_B (mg VSS / mg N) とすると、 NH_4^+ -N、 NO_2^- -N、 NO_3^- -Nの変化は式(6-17)~式(6-19)となる。

$$\frac{dS_M}{dt} = \mu_M \cdot \frac{L_1}{L_1 + X_M} \cdot S_M - k_{3M} \cdot S_M \quad (6-15)$$

$$\frac{dS_B}{dt} = \mu_B \cdot \frac{L_2}{L_2 + X_B} \cdot S_B - k_{3B} \cdot S_B \quad (6-16)$$

$$\frac{dL_1}{dt} = -\frac{\mu_M}{Y_M} \cdot \frac{L_1}{L_1 + X_M} \cdot S_M \quad (6-17)$$

$$\frac{dL_2}{dt} = \frac{\mu_M}{Y_M} \cdot \frac{L_1}{L_1 + X_M} \cdot S_M - \frac{\mu_B}{Y_B} \cdot \frac{L_2}{L_2 + X_B} \cdot S_B \quad (6-18)$$

$$\frac{dL_3}{dt} = \frac{\mu_B}{Y_B} \cdot \frac{L_2}{L_2 + X_B} \cdot S_B \quad (6-19)$$

ここで、 S_M 、 S_B = *Nitrosomonas* 濃度、*Nitrobacter* 濃度 (mg/ℓ)、 μ_M 、 μ_B = *Nitrosomonas*、*Nitrobacter* の最大比増殖速度定数 (1/hr)、 k_{3M} 、 k_{3B} = *Nitrosomonas*、*Nitrobacter* の自己分解速度定数 (1/hr)、 X_M 、 X_B = *Nitrosomonas*、*Nitrobacter* の飽和定数 (mg/ℓ)、 L_1 = NH_4^+ -N 濃度 (mg/ℓ)、 L_2 = NO_2^- -N 濃度 (mg/ℓ)、 L_3 = NO_3^- -N 濃度 (mg/ℓ) である。

水洗いした活性汚泥に NH_4^+ -Nを投与し、 NH_4^+ -N、 NO_2^- -N、 NO_3^- -Nの経時的な変化をとらえ、 S_M 、 S_B をパラメータとして、式(6-15)~式(6-19)によるシミュレーション値を得、両者の適合が可能であれば、 S_M 、 S_B の確定がなしうる。なお、活性汚泥系では、活性汚泥の自己分解に伴う脱アミノ化による NH_4^+ -Nの増加を考慮する必要があり、式(6-20)で表現する。本来は、前章までの議論から浮遊性基質とDNA、RNAの相互反応を考えるべきであるが、これで近似する。

$$\frac{dL_1}{dt} = \alpha \cdot k_3 \cdot S \quad (6-20)$$

ここで、 S = 活性汚泥濃度 (mg/ℓ)、 k_3 = 活性汚泥の自己分解速度定数 (1/hr)、 α = 単位活性汚泥量減少に伴う NH_4^+ -N生成量である。

(2) 実験方法と結果

SM, SB の把握の 表 6-8 実験条件

具体的な検討を行なうため、O 市終末処理場返送汚泥を水洗いし、表 6-8 に示す条件で硝化実験をした。なお、 NH_4^+-N は投入濃度であり、他は実測値である。

Run No.	$\text{NH}_4^+-\text{N}(\text{mg}/\ell)$	MLSS(mg/ℓ)	水温($^{\circ}\text{C}$)	pH
1	0	4280	24~27	8.06→7.80
2	25	4090		8.20→7.75
3	50	4090		8.02→7.90
4	100	4090		8.16→8.40

実験は、ポリバケツを曝気槽とみなして回分式で行なった。あらかじめ準備した活性汚泥混合液に濃厚液として準備した基質を加え、曝気し、完全に均一となったと判断した30秒~1分後を実験開始時とし、適宜採水、分析した。 NH_4^+-N は NH_4Cl として供給した。また、アルカリ度補強のための NaHCO_3 を加えるとともに、 NO_2^--N の挙動も把握しやすいように Na_2HPO_4 , NaH_2PO_4 を適量加えて pH 8 前後とした。

分析項目と分析方法是表 6-9 に示したが、下水試験方法¹⁸⁾に依った。

実験結果を図 6-24 に示す。投入 NH_4^+-N 濃度はRun 2, 3, 4 で各々 25, 50, 100 mg/ℓ としたが、初期に約 20 %に相当する

表 6-9 分析項目と分析方法

項 目	方 法
MLSS	フィルター法
NH_4^+-N	ネスラー法
NO_2^--N	α -ナフチルアミンスルファニル酸法
NO_3^--N	フェノールジスルフォン酸法
pH	pH メーター

ものが吸着除去されている。その後はゆるやかな除去とそれにつづくより速い除去がみとめられる。各Run の NO_2^--N と NO_3^--N の和から活性汚泥の自己分解過程の脱アミノ化にもとづく変化量(Run 1 の無機態窒素の増加量で評価する)を引いて得た濃度と液相の NH_4^+-N の減少濃度を対比すると、図 6-25 のようになる。みかけ上、吸着した NH_4^+-N 濃度に変化がなく、液相の NH_4^+-N 濃度が相当小さくなった時点で、吸着された NH_4^+-N が硝化されているようである。シミュレーションでは液相の NH_4^+-N のみを考慮する。

(3) SM, SB の推定

式(6-15)~式(6-20)を用いたシミュレーション値と実測値との対応からSM, SB を決定するが、用いるパラメータをつぎのようにして決定した。

イ) k_{3M} , k_{3B} ……確かなデータはないが、Poduska ら²²⁾がシミュレーションに用いた $k_{3M}=k_{3B}=0.005$ 1/hrを与える。

ロ) μ_M , μ_B ……第2節でみたように、水温、DO, pH に大きく依存するが、主として温度効果を考慮し、Jenkins らの提示した次式⁹⁾を用いて、 $\mu_M=0.0254$ 1/hr, $\mu_B=0.0679$ 1/hr とする。

$$\mu_M = 0.18e^{0.116(T-15)} \quad (1/\text{H}) \quad (6-21)$$

$$\mu_B = 0.79e^{0.069(T-15)} \quad (1/\text{H}) \quad (6-22)$$

ハ) X_M , X_B ……これらも環境条件の影響をうけるが、表 6-2 に示した値を参考にして、 $X_M =$

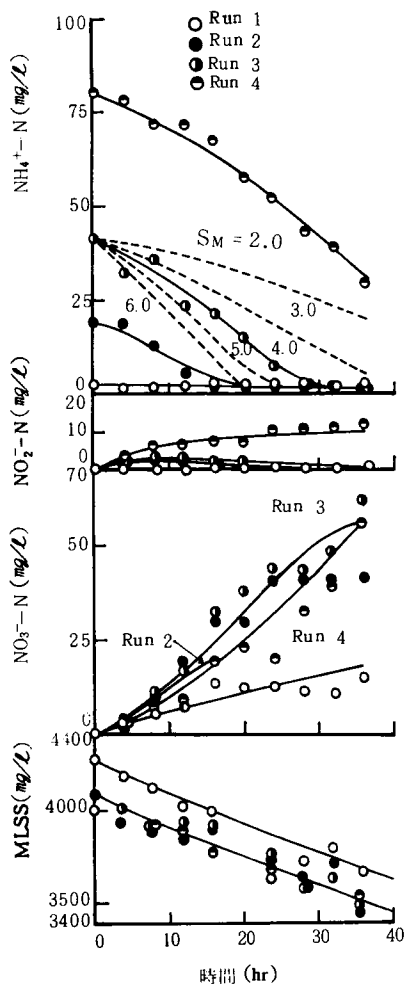


図 6-24 実験結果とシミュレーション結果

3.5mg/ℓ, $X_B = 6.0\text{mg/ℓ}$ とする。

ニ) Y_M , Y_B … Downingら²³⁾によると表 6-10が示され, Painter⁶⁾の文献調査によって, $Y_M = 0.04 \sim 0.13 \text{ mg VSS/mg NH}_4^+-\text{N}$, $Y_B = 0.02 \sim 0.07 \text{ mg VSS/mg NO}_2^--\text{N}$ が示されている。式 (6-1), 式 (6-2)の $\Delta G_1 : \Delta G_2$ と $Y_M : Y_B$ が近いだろうことを想定して $Y_M = 0.06$, $Y_B = 0.02$ を採用する。

また, 式 (6-20)の α , k_3 はRun 1のデータに適合するように定めた。これらを用いて得

たシミュレーション結果を図 6-24に示した。Run 3 で1例を示すように, S_M の与え方によって

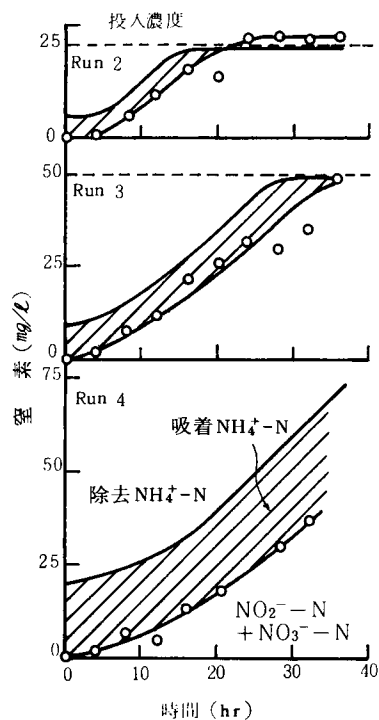


図 6-25 NH_4^+-N の収支

表 6-10 Y_M , Y_B の値 (mg VSS/mgN)

Y_M	0.06	Bass-Becking, Parks(1927)
	0.13	Nelson(1931)
	0.06	Skinner, Walker(1961)
Y_B	0.02	Lees, Simpson(1957)
	0.02	Boon, Laudelout(1962)

NH_4^+-N の減少傾向が著しく異なり S_M の影響は大きく、シミュレーション結果からかなりの確からしさで S_M 値を評価しうる。これに対して S_B については NO_2^--N 、 NO_3^--N への影響が小さく、シミュレーション結果からの推定には確実性が乏しい。時間経過に対する S_B/S_M の保存を条件に $S_B/S_M=Y_B/Y_M$ として定めた。本実験では、MLSS 濃度約4,000mg/ℓの活性汚泥に S_M が4.0mg/ℓ、 S_B が1.3mg/ℓ含まれていると想定された。

なお、実験 I Run 4 では $\mu_M=0.0220$ 1/hr, $\mu_B=0.0350$ 1/hrとしており、高 NH_4^+-N の阻害を推測させる。

計算された S_M , S_B の変化を図6-26に示すが、Run 2～Run 4で同様な増加傾向を示している。各時間での S_B/S_M はほとんど初期の関係を維持した。

式(6-18)と式(6-19)を足しあわせると式(6-23)をうるが、

$$\frac{dL_2}{dt} + \frac{dL_3}{dt} = \frac{\mu_M}{Y_M} \cdot \frac{L_1}{L_1 + X_M} \cdot S_M \quad (6-23)$$

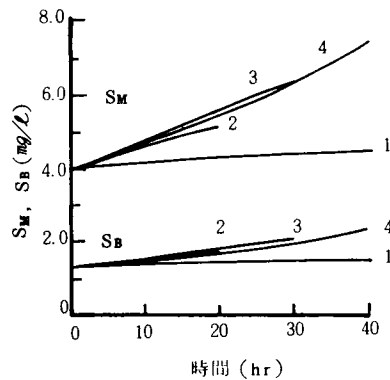


図6-26 S_M , S_B の計算値
注) 図中数字はRun No.

$L_1/(L_1 + X_M)$ が1に近似しうる L_1 の濃度域では、式(6-24)となる。

$$\frac{dL_2}{dt} + \frac{dL_3}{dt} = \frac{\mu_M}{Y_M} \cdot S_M \quad (6-24)$$

すなわち、酸化態窒素の増加速度と S_M が比例するとみなせ、 $(dL_2/dt + dL_3/dt)$ から S_M を推定しうる。同様に、 $L_2/(L_2 + X_B)$ が1に近似しうる L_2 の濃度域では、式(6-19)を利用して dL_3/dt から S_B を推定しうる。式(6-24)を用いてRun 3の S_M の初期値を推定すると、実験初期の $(dL_2/dt + dL_3/dt)$ は1.6mg/ℓ・hrとなり、 μ_M/Y_M が0.423であるから、 S_M は3.8mg/ℓと計算される。

(4) 硝化菌量把握手順

これまでに検討した結果をふまえて、詳しくは *Nitrosomonas* の濃度を推定するにすぎないが、硝化菌量把握の手順をつぎのように定めた。

- ① 実験プラントの曝気槽活性汚泥の水洗をする。
- ② 2ℓのメスシリンダを用い、全量を1.5ℓにした時に、 NH_4^+-N 濃度50mg/ℓになるように H_4Cl を、pHが7前後になるようにリン酸緩衝液を、また、アルカリ度補強のために NaHCO_3 を投入する。pHは実験プラントのpH条件に近いものとして7前後とする。
- ③ 先行する日のMLSSデータより、MLSS濃度が約4,000mg/ℓになるように水洗汚泥を入れるとともに、初期P-COD濃度を測定する。
- ④ メスシリンダの内容液を曝気し、0, 4, 8, 12, 24時間後の NH_4^+-N 、 NO_2^--N 、 NO_3^--N 濃度とpHとを測定する。

⑤ 式(6-24)で μ_M , Y_M を与えて S_M を計算する。

5-2-2 MPN法による硝化菌濃度の測定

(1) 原理²⁴⁾

MPN法は、10倍ずつの希釈段階のサンプルを特定の培地に入れ、菌の作用の有無をチェックし、確率論的に原試料中の最も確からしい菌数を得ようとするもので、大腸菌群数の計測などにつかわれている。硝化菌の計測については、その生理作用から、アンモニア酸化細菌、つまり亜硝酸菌に対しては NO_2^- -Nの生成により、また亜硝酸酸化細菌、つまり硝酸菌に対しては NO_2^- -Nの消失によって判定するのが一般的である。

本研究で用いた手順を簡単に示す。サンプルあるいは遠心分離で濃縮したものを試料とし、これらの10倍段階希釈液を各5本ずつ培地入りの試験管に用意した。これらを一定温度、一定期間培養し、Griess-Ilosvay試薬を1～2滴下して NO_2^- -Nの存否を確認し、MPNを求める。亜硝酸菌については NO_2^- -Nの存在が、また硝酸菌については NO_2^- -Nの消失が菌の存在を示す。前者で、 NO_2^- -Nがさらに酸化されて NO_3^- -Nになっている可能性のあるときは亜鉛粉末を微量加えて NO_2^- -Nに還元して検討する。培地、培養温度、培養期間についてはつぎに検討する。

(2) 培地

培地については、種々の研究者が提案しているが、その例を表6-11 a, bにまとめる。

表6-11 a アンモニア酸化細菌の培地

A		B		C		D	
成分	量	成分	量	成分	量	成分	量
(NH ₄) ₂ SO ₄	0.5g	(NH ₄) ₂ SO ₄	0.03 g	(NH ₄) ₂ SO ₄	2 g	NH ₄ Cl	1.5 g
NaCl	0.3	KH ₂ PO ₄	0.1	K ₂ HPO ₄	1	CaCO ₃	5.0
K ₂ HPO ₄	1.0	EDTA-Fe	0.006	MgSO ₄	0.5	MgSO ₄ ·7H ₂ O	0.2
MgSO ₄ ·7H ₂ O	0.3	CaCO ₃ , 細砂	少量	FeSO ₄	0.4	K ₂ HPO ₄	1.0
FeSO ₄ ·7H ₂ O	0.03	MgSO ₄	0.05	NaCl	0.4	FeSO ₄ ·7H ₂ O	0.05
CaCO ₃	7.5	CaCl ₂ ·2H ₂ O	0.02	CaCO ₃	1	CaCl ₂ ·2H ₂ O	0.02
水	1000ml	NaHCO ₃	0.2	水	1000ml	MnCl ₂ ·4H ₂ O	0.002
文献 24)～26)		水	1000ml	文献 28)		NaMoO ₄ ·2H ₂ O	0.001
		文献 27)				水	1000ml
						文献 29)	

これらの培地成分からみて、適量の無機塩類と空気中のCO₂によるH以外は無機炭素源として炭酸塩を必要としている。これらの培地のうちAとFとを利用した。Aについては、NH₄⁺-Nが酸化されすぎて NO_2^- -Nの蓄積がなくなることなく、かつ高濃度になって阻害をもたらさないようにという見地から、またFについては、 NO_2^- -Nがすぐに消失してしまうようにという見地から選んだが、選定のための比較実験等は行っていない。

(3) 培養温度、培養期間

培養温度については、28～30℃²⁴⁾²⁵⁾、20～22℃²⁷⁾ などあるが、硝化菌の最適温度が30℃前後であることから30℃を目標温度として、ふ卵器で培養する。

培養期間は当然のことながら培養温度と関係すると考えられるが、3週間²⁶⁾、4週間²⁴⁾²⁵⁾、2ヶ月間²⁷⁾などがいわれている。これについては前述の条件で、0市終末処理場流入水とこれを処理するパイロットプラント曝気槽汚泥とを試料として、3週間、4週間、39日間、8週間の4期間について検討した。

流入水については、遠心分離で濃縮した－1次のサンプルから希釈によって得た6次までのサンプルを各5本用意し、曝気槽汚泥につい

表6－11 b 亜硝酸酸化細菌の培地

F		G		H		I	
成 分	量	成 分	量	成 分	量	成 分	量
KNO ₂	0.006g	KNO ₂	0.03 g	NaNO ₂	3.0 g	KNO ₃	0.3 . g
FeSO ₄ ・7H ₂ O	0.03	KH ₂ PO ₄	0.1	MgSO ₄ ・7H ₂ O	0.2	K ₂ HPO ₄	0.175
K ₂ HPO ₄	1.0	EDTA-Fe	0.006	K ₂ HPO ₄	1.0	MgSO ₄ ・7H ₂ O	0.175
CaCl ₂	0.3	CaCO ₃ 、細砂	少量	FeSO ₄ ・7H ₂ O	0.05	NaCl	0.1
NaCl	0.3	Mg SO ₄	0.05	CaCl ₂	0.02	KHCO ₃	0.5
CaCO ₃	1.0	CoCl ₂	0.02	MnCl ₂ ・4H ₂ O	0.002	キレート性鉄	0.1
MgSO ₄ ・7H ₂ O	0.1	NaHCO ₃	0.2	NaMoO ₄ ・2H ₂ O	0.001	水	1000ml
水	1000ml	水	1000ml	水	1000ml		

文献 24) 25)

文献 27)

文献 29)

ては、1次から10次までのサンプルを各5本用意した。各々、SS濃度は238mg/ℓ、3,694mg/ℓであった。

結果を図6－27に示す。どちらの試料とも培養期間の増加に従ってMPNが増加する傾向のあること、アンモニア酸化細菌の量が多いことがみられる。MPNがもともと95%信頼限界が幅をもつものである³¹⁾ことも考えあわせると、得られた結果からのみで培養日数を決定することは困難であり、便宜上4週間を採用する。

表6－11 a (つづき)

E	
成 分	量
(NH ₄) ₂ SO ₄	4 g
KH ₂ PO ₄	0.5
Mg SO ₄ ・7H ₂ O	0.05
CaCl ₂ ・2H ₂ O	0.004
キレート性鉄	0.1
K ₂ CO ₃	pH8になるまで
水	1000ml

文献 30)

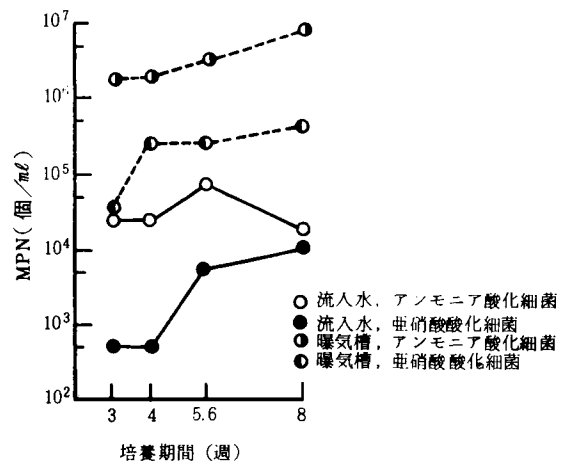


図6－27 培養期間によるMPNの変化

5-3 実験Ⅱでの硝化菌の挙動

5-2-1 で示した方法で得られた結果を図6-28に示す。

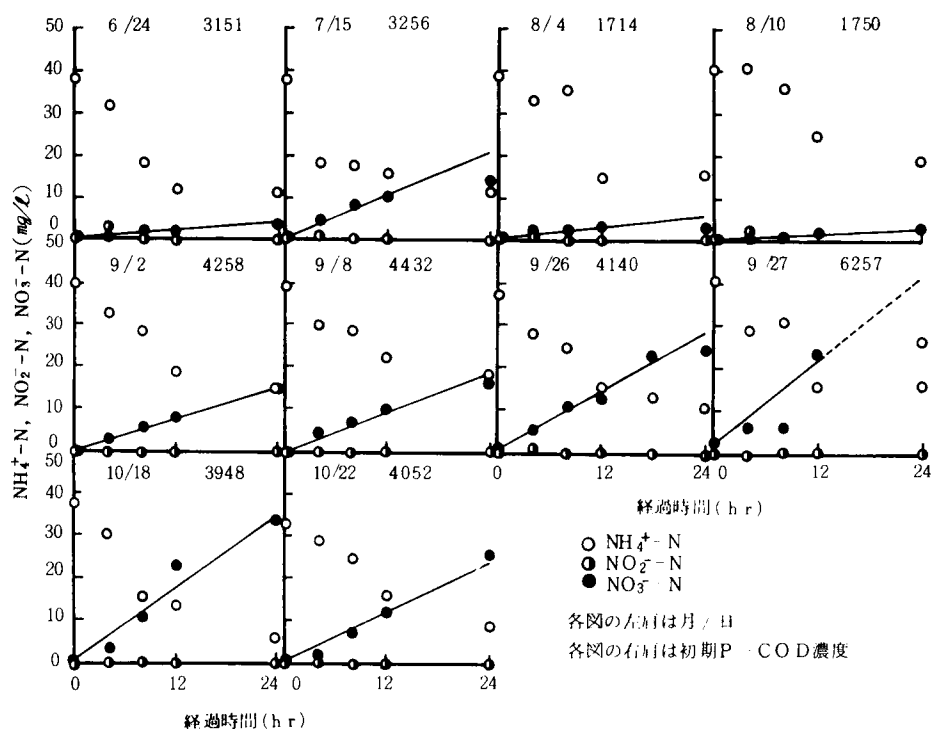


図6-28 硝化能力把握実験結果

いづれも、pHは7付近に保てたとともに、実験を恒温槽で行い、水温は20℃強であった。

NO_2^- -N濃度は3mg/ℓ程度の値を示すときもあったが、おおむね無視しうるオーダーであった。 NO_3^- -N濃度はほぼ直線的に増加した。 NH_4^+ -Nは初期の吸着とその後の減少があったが、9月3日の実験までは、 NH_4^+ -N減少量と NO_3^- -N生成量とがバランスされず NH_4^+ -N減少量が多かった。バランスされない量の NH_4^+ -Nは、おそらく浮遊性基質の代謝時に利用されたものと考えられる。

NO_2^- -Nがほぼ0に近いため、 NO_3^- -Nの増加傾向の直線近似から酸化態窒素の増加速度を求め、式(6-24)を用いて S_M 値を計算した。 μ_M は20℃に対する値を式(6-21)より求め、0.0134 1/hrとした。 S_M をP-CODに対する比としてプロットしたものが図6-29であるが、 10^{-3} すなわち0.1%のオーダーであり非常に小さい。曝気槽の活性汚泥P-COD濃度で補正した曝気槽 S_M 濃度を図6-29にあわせて示したが、数mg/ℓのオーダーであった。通常想定されている濃度⁹⁾より1オーダー程度低いが、図6-12に示したように返送汚泥流量の希釈効果を含めて、流入水中の10mg/ℓ前後の NH_4^+ -Nをほぼ完全に酸化しえた。曝気槽の水温を考慮して $(\mu_M/Y_M) \cdot S_M$ で計算した NH_4^+ -Nの酸化速度は、図6-29に示すように高々2.0mg/ℓ・hrであった。

図6-12に示したように、8月4日～10日、9月2日～8日の期間中で NH_4^+ -N流出の時期があった

が、図6-29に示すように S_M 、 NH_4^+-N 酸化速度は問題となるレベルにはなかった。このため、流入水COD濃度が高く(図4-6参照)、曝気槽DO濃度が低かった(図4-3参照)ためと考えられる。これに対して、実験開始期の NH_4^+-N 流出は硝化菌量の不足によると推定する。図6-30には、曝気槽内の S_M とP-CODについて、6月24日の値を1としたときの比をプロットした。

6月24日と7月15の値を比べると、返送ポンプからの水漏れで余剰汚泥引き抜きと同様の現象があって、P-CODは2倍に増加したのにもかかわらず、 $S_M/P-COD$ は大きく上昇し、 S_M は10倍の増加となる。7月15日ではすでにみたように流入 NH_4^+-N の硝化が十分進行していた。

その後、余剰汚泥のひんばんな引き抜きの結果、8月10日には6月24日と同程度の $S_M/P-COD$ となり、曝気槽内の S_M 量も低下した。

9月2日～10月22日の間は、曝気槽内のP-COD濃度を約4,000mg/ℓに維持するようにつとめ、一応目的を達したが、この間、8月はじめのP-COD濃度2,000mg/ℓ制御時よりも余剰汚泥引き抜き量が小さいこともあってか、 $S_M/P-COD$ ならびに S_M は増加傾向を示している。

さらに、硝化菌の増殖速度の小さいことを反映しているためと考えられるが、8月4日と10日、9月2日と8日、10月18日と22日をそれぞれ比較すると、P-CODがほとんど変化していないのに、 S_M が減少しており、各々の期間の余剰汚泥引き抜きによる硝化菌のwash outが明らかである。

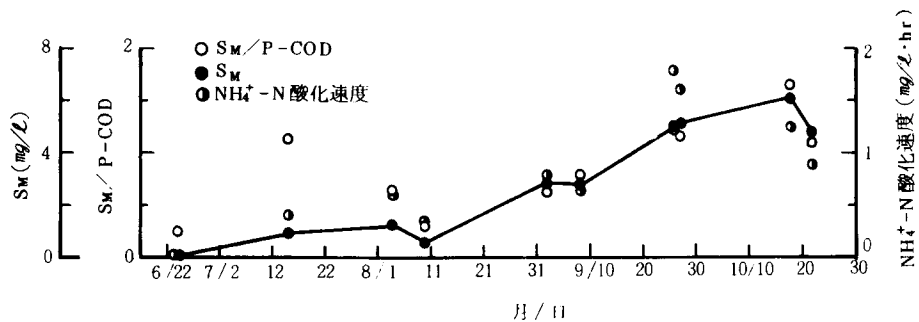


図6-29 アンモニア酸化細菌、 NH_4^+-N 酸化速度の推移

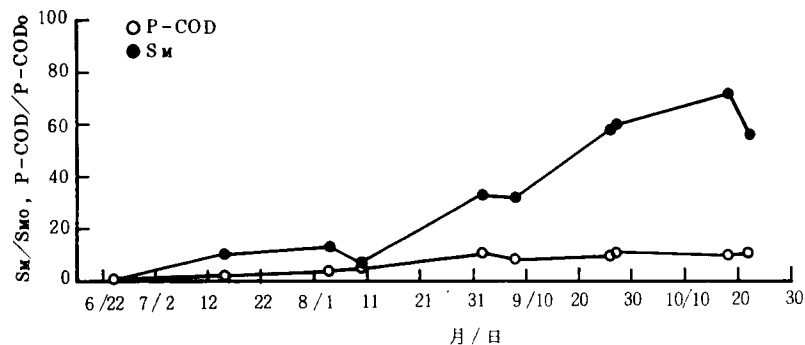


図6-30 S_M 、P-CODの6月24日の値に対する比の推移

注) S_{M0} 、 $P-COD_0$ は6月24日の値

5-4 実験Ⅲでの硝化菌の挙動

5-4-1 MPNによる検討³²⁾

流入水、曝気槽混合液、流出水に含まれる硝化菌の変化を図6-31に示す。これにはあわせてDNA、SS、P-CODの変化を示した。MPNの変化パターンは、2～3のデータを除くと（11月23日の値がどれも小さい）、DNA、SS、P-CODのような浮遊性成分の変化パターンに近い。前述のように、4週間の培養によるMPNが生菌数そのものを表わしているか否かについては問題があるが、曝気槽混合液で $10^4 \sim 10^5$ 個/mlのオーダーでアンモニア酸化細菌、亜硝酸酸化細菌が存在している。また、流入水、流出水においても $10^2 \sim 10^3$ 個/mlのものが存在している。各測定日の流出水中のMPNを流入水中のMPNで除した値をみると、アンモニア酸化細菌で0.14～2.39で平均0.82、亜硝酸酸化細菌で0.18～1.72で平均0.68であり、流入する量に近いものが流出している。八木橋ら³³⁾はアンモニア酸化細菌を培地B、27℃、40日間、亜硝酸酸化細菌を培地G、27℃、60日間で流入水、曝気槽混合液のMPNを計測しているが、ここで示した値に対して曝気槽混合液のアンモニア酸化細菌数が1オーダー高い値となっている。

流入水について、ある1日の硝化菌数の変動を4時間おきに調べたが、その結果を図6-32に示す。1日の間でも大きく変動を示し、そのパターンはSS等浮遊性成分と同様である。図6-31に示したデータも含めて、流入水中のSSと硝化菌数の関係を見ると図6-32のようになる。硝化菌数の対数値がSSに比例して増加しており、硝化菌の多くが浮遊物質に含まれていることを示唆している。

地表水や地下水等から混入したもの、あるいは下水管内で増殖したものなどがSSに付着する形をとって流入したものと考えられる。いずれにしても、硝化菌が家庭下水や工場廃水に由来することは考えにくいが、

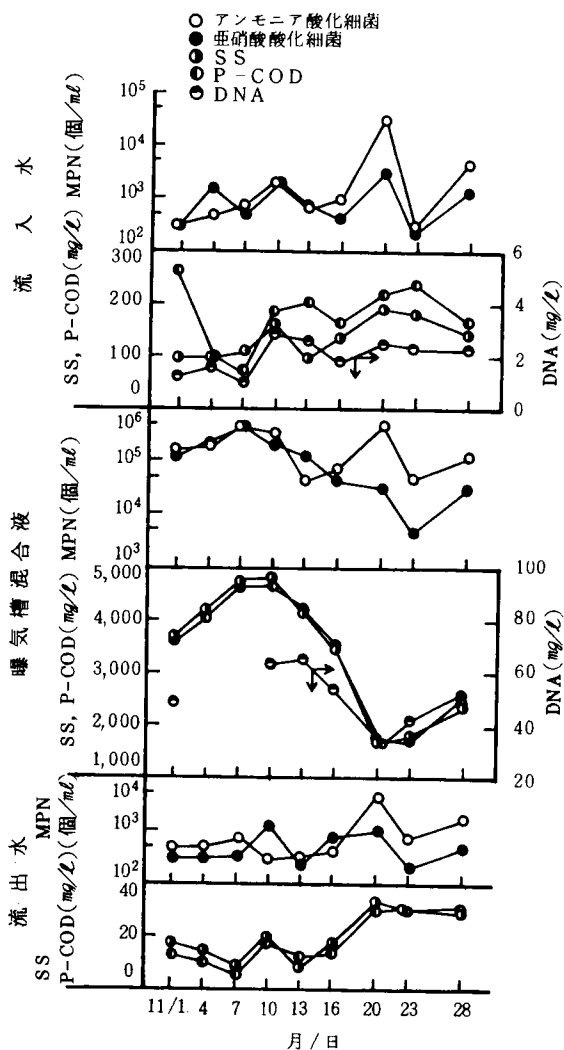


図6-31 硝化菌数、浮遊性成分の変化

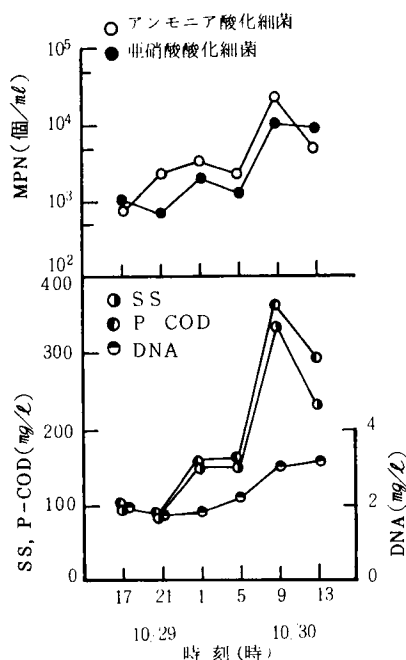


図6-32 流入水質の経時変化

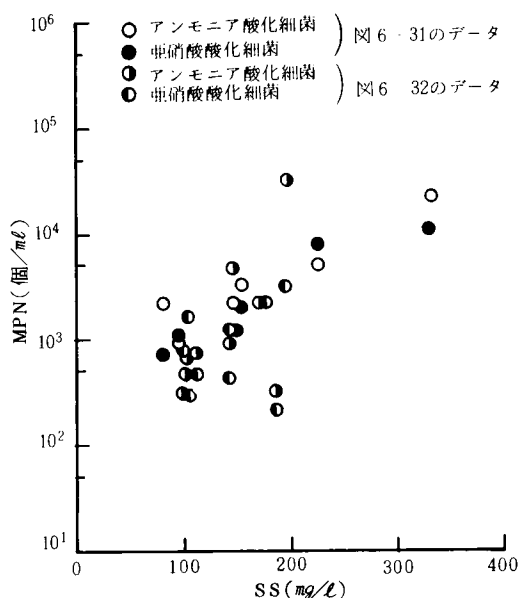


図6-33 流入水中のSSと硝化菌数

これらの廃水に由来する浮遊物質と同様な挙動をすることは興味深い。

曝気槽では図6-31に示したように、MLSS濃度を4,000mg/ℓ程度から2,000mg/ℓ程度に維持すべく余剰汚泥引き抜きを増した後半では、収率係数の小さい亜硝酸酸化細菌のwash out効果が明瞭である。

表6-12 系内存在量/流入負荷量(日)

月/日	アンモニア酸化細菌	亜硝酸酸化細菌	SS	P-COD	DNA
11/ 1	277	228	19.8	7.4	21.1
4	242	73	22.2	22.0	—
7	334	539	23.3	35.8	—
10	82	54	15.0	13.4	12.1
13	38	89	21.9	11.3	13.3
16	45	57	13.1	11.7	15.4
20	8	5	4.7	4.4	7.4
23	80	115	5.3	4.1	9.8
28	15	14	8.9	8.2	12.3

表6-12に、いくつかの指標について系内存在量と流入負荷量の比を示すが、SS、P-COD、DNAは数日から数十日であるのに対して硝化菌は数十日から数日となる。DNAを他栄養性の微生物量指標とみると、硝化菌の系内生成量が大いことがわかる。

5-4-2 硝化能力実験による硝化菌量の検討

硝化能力実験による無機態窒素の濃度変化を図6—34に示す。

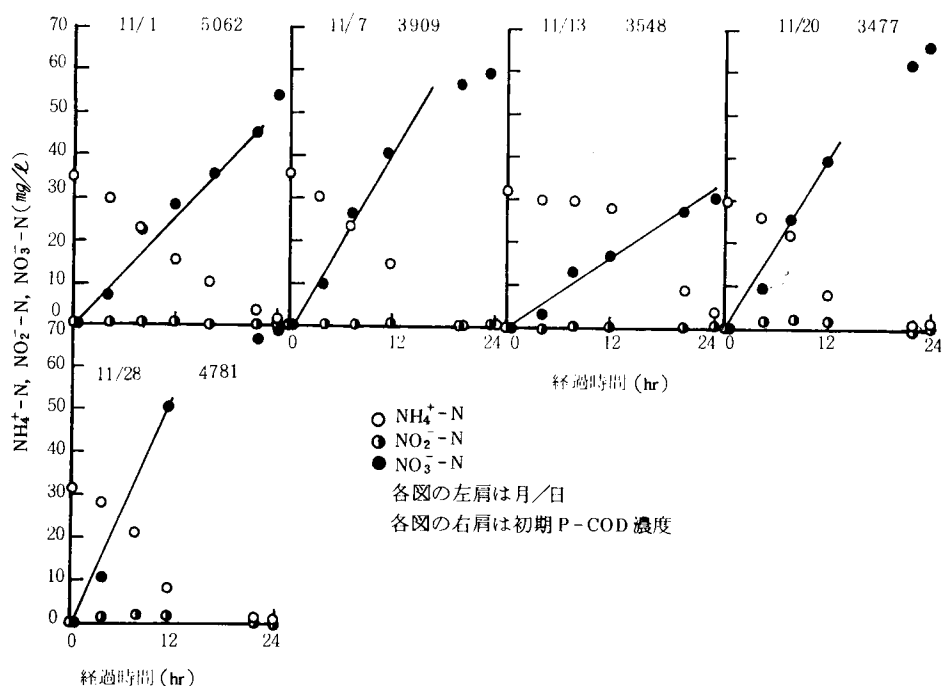


図6—34 硝化能力把握実験結果

図6—34の酸化態窒素の増加速度を求め、式(6—24)よりアンモニア酸化細菌 S_M の濃度を計算した。 S_M のP-CODに対する比、曝気槽の S_M 濃度を求め図6—35に示す。

11月7日以降適宜余剰汚泥引き抜きを行なったが、それにもます生成があつて S_M /P-CODを増加させている。実験Ⅱの結果と比較すると数倍～10倍程度大きく、硝化菌がより多くたまりこんでいる。

図6—36には、11月1日の値を基準にした S_M 、P-COD、DNAの変化を示すが、硝化菌のたまり込みが他の浮遊性成分より多いことは実験Ⅱの場合と同様である。他栄養性微生物の量指標であるDNAに比してもたまり込みが多い。これには、余剰汚泥引き抜きをしなかった11月1日～7日での S_M の増加速度が他よりも大きかったことが大きく原因している。図6—30の実験Ⅱの初期の結果とあわせてみて、余剰汚泥引き抜きをしない場合の S_M の蓄積速度が大きいことがわかる。

実験Ⅲでは、約10～20mg/ℓの濃度で流入する NH_4^+-N をほとんど100%硝化しえた。

図6—35にはアンモニア酸化細菌のMPNの推移もしめしたが、MPN自身の不確定性もあつて両者の傾向は同一とはいいがたく、直接の互換性はない。ただ、MPNが 10^5 のオーダーの時 S_M 濃度は10～20mg/ℓであった。

以上のことより、速度論的議論をするには硝化能力把握実験から求められる S_M 濃度でアンモニア酸化細菌量を把握し、低濃度の試料も含めて硝化菌量のオーダーの把握にはMPNによる評価が有用で

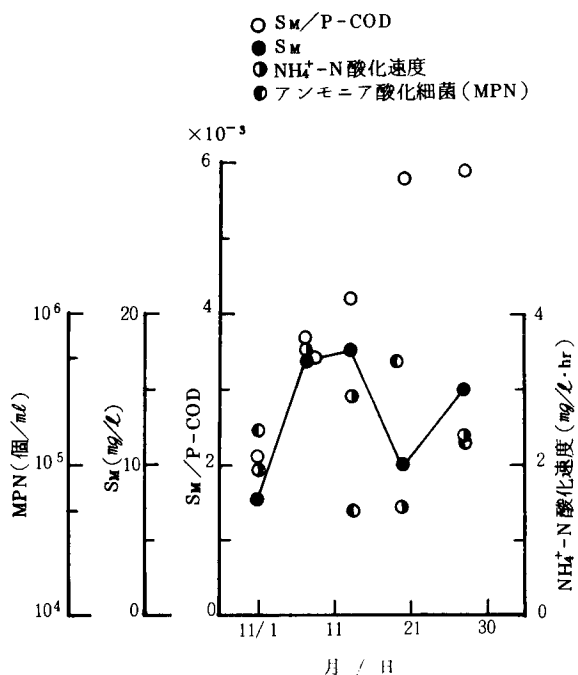


図6—35 アンモニア酸化細菌、 NH_4^+-N 酸化速度の推移

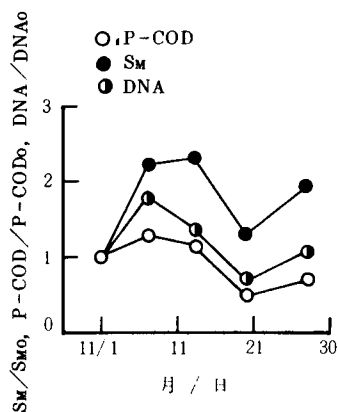


図6—36 S_M , P-COD, DNAの11月1日の値に対する比の推移

注) S_{M0} , $P-COD_0$, DNA_0 は11月1日の値

であると判断しうる。

5—5 まとめ

本節では、従来はあまり評価されなかったプラントにおける硝化菌の挙動について検討した。結果を要約する。

- 1) 酸化態窒素の生成速度からアンモニア酸化細菌濃度を推定する方法とMPN法による方法とで硝化菌の定量を試みた。
- 2) アンモニア酸化細菌濃度の推移から、短期的には曝気槽のP-COD一定制御下でwash outによる減少がみられたが、長期的にはP-CODに比べて増加割合が大きく蓄積しやすいことがわかった。ただし、余剰汚泥量の十分な把握をなしえなかったため、SRT等との関連はみられない。
- 3) 本実験では、 2mg/l 以下のアンモニア酸化細菌濃度でも硝化が生じたが、実験Ⅱの9月2～4日のように 3mg/l 程度の菌濃度が存在するにもかかわらずDO濃度が低く流入COD濃度が高い条件下で硝化阻害がみられた。
- 4) 流入水中には $10^2 \sim 10^3$ 個/mlのアンモニア酸化細菌、亜硝酸酸化細菌が計測され、SSと相関があった。なお、流出水中にもこれに近い量があった。
- 5) 曝気槽中には $10^4 \sim 10^5$ 個/mlの硝化菌があり、系内存在量/流入負荷量をみるとSS, P-COD, D

NAなどより大きく、系内での生成、蓄積の効果が大きいことがみとめられた。wash out効果は、亜硝酸酸化細菌においてより大きいと判断した。なお、 10^5 個/ml オータのアンモニア酸化細菌は10~20mg/ℓの濃度に対応した。

- 6) 全般的な考察の結果として、MPNは低濃度のもも含めてオータの把握には利用しうるし便利であるが、速度論的議論には硝化能力把握実験による推定値の方が利用価値は大であるとみなせる。

第6節 要約

本章では、生物学的硝化脱窒法によって、未だ検討例の少ない都市下水中の窒素除去について検討した。下水処理はし尿処理と異なって、流入する汚濁物質濃度が希薄な反面、水量が多く、新たな施設を用いたり薬品を注入することは、現実的な問題として困難である。ここでは、脱窒のための水素供与体を流入下水に依存し、かつ新たな施設を設けないことを条件として、曝気槽の下水流入部を機械攪拌し、返送率を50~200%に高める運転を行ない、窒素除去能を調べた。この過程で、従来あまり評価されてこなかった硝化菌の挙動についても検討した。以下に得られた成果を要約する。

第3節では、上にのべた改良型の活性汚泥法パイロットプラントを用いた下水処理実験の成績について示した。

- 1) 下水の曝気から開始した処理実験で、pH、水温の条件が硝化菌、脱窒菌にとって最適ではなかったが、曝気槽活性汚泥のP-COD濃度が数百mg/ℓ程度で、流入水中の10mg/ℓ程度の NH_4^+-N をほぼ100%硝化した。
- 2) 実験II、IIIの全期間を通じて、曝気槽のP-COD濃度が2,000mg/ℓ以上、曝気槽のDOが2.0mg/ℓ程度以上あれば、20mg/ℓ以下であったが流入 NH_4^+-N をほぼ100%硝化し、流出水中の NO_3^--N を2~5mg/ℓ程度にまで脱窒した。曝気槽のP-COD濃度が1,000mg/ℓ以下では流出水中の NO_3^--N は5mg/ℓをこえることが多い。このとき、脱窒槽のDOがP-COD濃度2,000mg/ℓ以上のときに比べて若干高く、1mg/ℓに近いことが多かった。
- 3) 脱窒槽を設けないコントロールにおいて50%弱であったT-N除去率が脱窒槽の設置によって70~80%程度に高められた。また、流入水では大半が NH_4^+-N とP- Org.N であったが、流出水では大半が NO_3^--N で他にS- Org.N 、P- Org.N が残余していた。
- 4) これらの結果、通常標準法で運転する曝気槽の下水流入端を攪拌を行なう脱窒槽とし、曝気槽や脱窒槽のP-COD濃度を2,000mg/ℓ以上に維持するならば、200%の返送率にすることによって、アルカリ度や水素供与体の供給なしに約70~80%のT-N除去率を達成しうるということが明らかになった。

第4節では、実験I、実験IIの中で採水頻度を多くして得たデータをもとにして物質収支による検討をした。操作因子としては返送率を主に、曝気槽汚泥濃度、脱窒槽の有無を考えた。

- 1) 返送率をパラメータとしてみると、SS、T-COD、S-COD、P-CODは脱窒槽の有無、曝気槽汚泥濃度にかかわらず、返送率の上昇によって除去率の低下をもたらした。アルカリ度は脱窒槽を設けない場合70%程度の除去率であったが、他ではとくに返送率に依存しなかった。これらに対して、窒素は無機態窒素、T-Nとともに返送率の上昇によって除去率の大幅な上昇があった。

- 2) 脱窒槽を設けない場合、返送率の小さい場合では、相対的に最終沈殿池での脱窒量が重要となった。
- 3) T-N、無機態窒素の除去量と除去率を系内の MLSS あたりの負荷に対して検討すると、除去量は負荷にはほぼ比例して上昇しているが、除去率は負荷の上昇に対して低下する傾向を示した。本プラントでは窒素除去に及ぼす窒素負荷の効果が大きい。脱窒過程が律速となっていると考えられる。
- 4) これらの関係を総合的に評価するため、返送率と除去率の関係をを用いて、同一水質の下水を返送率をかえて処理した場合の比較を試みた。返送率を上昇すると、水質的に問題はないが除去量で有機物質に若干のマイナスがあること、窒素は除去しうる負荷量がほとんどかわらず流出する量を大幅に低減しうるが、あまり極端に上昇してもその効果は小さいことがわかり、返送率 200 % 程度が妥当であろうと考えられる。これは、本プラントの運転条件からみて、標準法で運転している処理場において、流入水流量を現状に維持して 2 倍量の返送汚泥流量にすることに近い。

第 5 節では、処理過程における硝化菌の挙動を示した。

- 1) MPN による計測によると、流入下水中にも硝化菌が存在するが系内量に比べてわずかであり、系内での生成・蓄積が重要なこと、また流入水中の数すなわち $10^2 \sim 10^3$ 個/ml に近いものが流出することがわかった。
- 2) 曝気槽では、アンモニア酸化細菌、亜硝酸酸化細菌ともに MPN で $10^4 \sim 10^5$ 個/ml 存在した。新たに提案した硝化菌量推定方法によると、 10^5 のオーダは、アンモニア酸化細菌で $10 \sim 20$ mg/l の濃度に相等した。実験期間中、アンモニア酸化細菌は汚泥生成初期を除いて、 $2 \sim 20$ mg/l 程度存在しており、第 3 節で示したように流入 COD が高く曝気槽 DO が低下したためと思われる 2 ～ 3 の例外を除くと、十分な硝化が達成しえた。
- 4) プラント運転下での硝化菌量の動きについては、活性汚泥を一定濃度に制御するために余剰汚泥引き抜きを行った場合に wash out の効果がみとめられたが、これを行わない場合は、硝化菌の蓄積は活性汚泥のそれを上回っていた。なお、1 例であるが収率係数の小さい亜硝酸酸化細菌の方がアンモニア酸化細菌と比較して wash out の効果が大であることを確認しえた。

参考文献

- 1) P. L. Brezonils, "Nitrogen: Sources and transformations in natural waters", "Nutrients in natural waters" edited by H. E. Allen and J. K. Kramer, John Wiley & Sons (1972)
- 2) たとえば、桜井敏郎, 「活性汚泥による脱窒素」用水と廃水 Vol.20, No.1 (1978)
- 3) W. K. Johnson and G. J. Schropfer, "Nitrogen removal by nitrification and denitrification" Jour. WPCF Vol.36, No.8 (1964)
- 4) P. F. Cooper, E. A. Drew, D. A. Bailey, "Recent Advances in Sewage Effluent Denitrification: Part 1" WPC (1977)
- 5) E. F. Barth, M. Mulbarger, B. V. Salotto, and M. B. Ettinger, "Removal of nitrogen by municipal wastewater treatment plants" Jour. WPCF Vol.38, No.7 (1966)
- 6) H. A. Painter, "A review of literature on inorganic nitrogen metabolism in microorganisms"

Water Research Vol.4 (1970)

- 7) 有馬啓, 浅野浩司, 「硝化細菌について (I)」発酵協会誌 Vol.20, No.7 (1962)
- 8) 有馬啓, 浅野浩司, 「硝化細菌について (II)」発酵協会誌 Vol.20, No.8 (1962)
- 9) U.S.EPA, "Process Design Manual for Nitrogen Control" (1975)
- 10) 合田健, 「水質工学 基礎編」丸善株式会社 (1975)
- 11) 宗宮功, 「活性汚泥法の操作因子に関する基礎的研究」京都大学学位論文 (1968)
- 12) 遠矢泰典, 「生物学的脱窒素法に関する研究 (I)—硝化作用の支配因子に関する検討—」下水道協会誌 Vol.7, No.74 (1970)
- 13) 遠矢泰典, 「生物学的脱窒素法に関する研究 (III)—活性汚泥の脱窒素機能および有機炭素源に関する検討—」下水道協会誌 Vol.7, No.76 (1970)
- 14) サイエнтиフィックアメリカン編, 須之部淑男, 赤木昭夫, 大場英樹訳, 「生態系としての地球」共立出版 (1977)
- 15) 藤田利彦, 関口義彰, 加藤三千夫, 「活性汚泥の生物学(2)」水処理技術 Vol.10, No.2 (1969)
- 16) 宗宮功, 河村清史, 粕谷明博, 「活性汚泥法による都市下水の窒素除去に関する研究」水処理技術 Vol.21, No.4 (1980)
- 17) APHA, AWWA, WPCF, "Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater" 13th ed. (1971)
- 18) 日本下水道協会, 「下水試験方法」(1974)
- 19) 井出哲夫編著, 「水処理工学」技報堂 (1976)
- 20) 宗宮功, 河村清史, 上野正雄, 粕谷明博, 「改良型活性汚泥法による都市下水の窒素除去」水質汚濁研究 第3巻第2号 (1980)
- 21) 河村清史, 宗宮功, 上野正雄, 「活性汚泥による窒素化合物の代謝機構に関する研究」第17回衛生工学研究討論会講演論文集 (1981)
- 22) R. A. Poduska and J. F. Andrews, "Dynamics of Nitrification in the Activated Sludge Process" J. WPCF Vol.47, No.11 (1975)
- 23) A. L. Downing, H. A. Painter, Knowles, "Nitrification in the Activated Sludge Process" J. Inst. Sew. Purif. (1964)
- 24) 土壌微生物研究会編, 「土壌微生物実験法」養賢堂 (1975)
- 25) 鈴木達彦, 都留信也, 「生態学研究法講座12, 土壌微生物生態研究法」共立出版 (1979)
- 26) R. Rome, R. Todd and J. Waide, "Microtechnique for Most-Probable-Number Analysis" Appl. & Environ Microbiol Vol.33, No.3 (1977)
- 27) 陸水生物生産測定法研究会編, 「陸水生物生産研究法」講談社 (1972)
- 28) Martin Frobisher, "Fundamentals of Microbiology" Charles E. Tattle Company (1967)
- 29) 植村定治郎, 相田浩編, 「発酵と微生物 II」朝倉書店 (1970)
- 30) D. D. Mara, "Bacteriology for Sanitary Engineers" Churchill Livingstone (1974)

- 31) 日本水道協会,「上水試験方法」(1978)
- 32) 河村清史, 宗宮功, 戸島透,「活性汚泥法における硝化菌の挙動」第35回土木学会年次学術講演会講演集.(1980)
- 33) 八木橋一郎, 小堀和夫, 落修一,「活性汚泥中の硝化菌および脱窒菌に関する研究」下水道協会誌 Vol.18, No.207 (1981)

第7章 結 論

本論文では、過去約70年間にわたり久しく利用されている活性汚泥法の高度化を目的として、都市下水を対象とした基礎的研究を展開した。研究をすすめるにあたっての基本的態度として、つぎの諸点に留意した。

- i) できるだけ現実に近い系で検討を行ない、現実の場で利用できる理論をつくること。
- ii) 活性汚泥が有しているが十分には利用されていない能力、たとえばいわゆる内生呼吸期の利用による生成汚泥量の減少能、硝化脱窒能の顕在化による窒素除去能などを積極的に利用しうるようにすること。
- iii) 活性汚泥法を液相から汚濁物質をとり除くシステムとしてとらえるだけでなく、微生物の培養システムとしてとらえ、微生物を含めた各種指標の変化を物質収支によって把握すること。

各章で得られた成果を以下に要約する。

第2章では、都市下水中の有機物質の諸特性を明らかにした。すなわち、文献考察によって外国の2例の下水を調査し、実験によってわが国の集水特性を異にする3例の下水を調査して、粒径や化学成分の特徴を把握した。わが国での分析例から、下水中の有機物質は炭水化物、蛋白質、アミノ酸、揮発性有機酸、粗脂肪の5種の化学物質群で大略把握できること、最初沈殿池を経たと推定しうる下水についても $1\mu\text{m}$ 程度以上の粒径の有機物質が過半あり、これは外国の例についてもいえることが明らかとなった。

また、下水中有機物質の酸化の際のエンタルピー変化量とBOD値との関係から、粒径が $1\mu\text{m}$ 以上の浮遊性有機物質とこれ以下の溶解性有機物質とで、微生物の資化可能性に差がないことが明らかとなった。これらはともに純物質におけるエンタルピー変化量とBOD値との関係を満足した。

第6章でとりあつかった窒素化合物については、文献考察から、し尿と動植物を利用する工場廃水に由来する部分が多いこと、処理場流入水ではアンモニア性窒素が過半を占め、水質変動に寄与していることが明らかとなった。

第3章では、下水中有機物質とりわけ浮遊性有機物質の活性汚泥系でのとりあつかいを検討した。まづ、活性汚泥に負荷した浮遊性の有機物質の代謝無機化量を定量した。粒径によって分画した有機物質を投与したバッチテストでは、 $1.2\sim 53\mu\text{m}$ と $53\sim 250\mu\text{m}$ の浮遊性有機物質が21時間の曝気時間で、ともに1回の投与量の20%前後が無機化された。また、 $0.06\sim 0.19\text{ g COD/g 系内MLSS}\cdot\text{H}$ の負荷で、余剰汚泥引き抜きをしない条件で都市下水の連続処理を行なったところ、10日間で、除去CODの約33%が汚泥に転換され、残り約67%が代謝無機化された。無機化の程度を無機化COD/除去CODであらわすと、各1日あたり、P-CODで $0.20\sim 1.82$ 、T-CODで $0.31\sim 1.42$ であった。

両者は実験条件が異なり直接比較することはできないが、下水中の浮遊性有機物質が通常の処理プロセスでも十分代謝されることがわかった。

ついで、これを反応速度論的に検討するため、生物量、生物活性量を示す指標としてDNA、RNAを

選定し、浮遊性有機物質中の基質すなわち浮遊性基質を $((P-COD)-(DNA/0.03))$ で定量することを示した。

さらに、バッチテストより得たデータを利用して、DNA、RNA、各種基質の相互関係をモデル化し、各々の反応速度定数、その他のパラメータ値の算出をした。この結果、浮遊性基質の加水分解速度定数は溶解性基質の代謝速度定数に比して1オーダー小さいことが明らかとなった。また、各反応速度定数について温度効果を、浮遊性基質の加水分解速度定数 k_2 と溶解性基質の代謝速度定数 k_{12} とについてRNAの濃度効果を定式化した。最後に、これらの妥当性をシミュレーションによって確認した。

第4章では、都市下水を連続処理する活性汚泥法パイロットプラントでの運転データにもとづいて、下水の浮遊性物質と活性汚泥との中のDNA、RNA、浮遊性基質の量あるいはこれらの挙動を明らかにした。この結果、流入下水中に無視しえない量のDNA、RNAが定量されること、P-CODはT-CODの70%前後あり、このうち約60%が基質として計算されることがわかった。曝気槽汚泥についてみると、P-CODに対して部分的には70~80%、大半は50%前後から65%前後の割合で生物性COD(=DNA/0.03)が存在し、のこりが浮遊性基質CODであった。

物質収支による検討では、DNAはみかけ上、生成される量に近いかそれ以上のものが流入してたまり込み、流入量が無視できないこと、浮遊性基質CODは代謝量が多い場合でも流入負荷量の1/2近くがたまりこむことがわかった。

第3節においては、第3章で得た浄化反応モデル式を現実の場に適用すべく、パイロットプラントの水の流動特性や最終沈殿池での汚泥の挙動について定式化し、プロセスの物質収支式を作成してシミュレーションをこころみた。実測値の傾向をおおまかに説明することができ、種々のモデル式やパラメータ値の妥当性を確認しえた。ついで、いくつかの条件下で数値実験を行なった結果、つぎのことが明らかになった。浮遊性基質の代謝の有無、余剰汚泥引き抜き、水温の影響は流出水質には小さいが、曝気槽の活性汚泥の濃度や組成に対して大きいこと、流入水質や水量の変動は流出水質に与える影響が大きく、水質変動はS-CODに対して、また水量変動はP-CODに対して顕著であることなどである。なお、汚泥組成に対しては、RNA/DNAに対する影響より、DNA/P-CODに対する影響の大きいことが一般的であった。

第5章では、第4章で実用可能性を確認したモデル式とパラメータ値を用い、物質収支式の定常解を求め、各種の活性汚泥法変法の統一的な解釈をこころみた。第2節で標準活性汚泥法を、第3節でその他の活性汚泥法変法、すなわちステップエアレーション法、モディファイドエアレーション法、バイオソープション法、ハイレートハイローディング法、全酸化法を対象とした。SVIなど検討しえない因子もあるが、活性汚泥濃度、汚泥H令、BOD・SS負荷等について経験的に得られた操作・設計因子の数値を再現し、あわせて単位汚泥あたりの生物量・生物活性量、単位生物量あたりの生物活性量、余剰汚泥生成量、流入有機物質の無機化率等の値を得た。例として標準活性汚泥法の場合をとりあげ、T-COD濃度200mg/ℓ、S-COD/T-COD 0.5、DNA、RNA濃度がともにP-COD濃度の1%という下水を曝気槽の活性汚泥P-COD濃度が1,500~2,000mg/ℓになるようにして処理すると、370~220mg/ℓの浮遊性基質COD(活性汚泥P-CODの25~11%)を持ち、DNA/P-CODが0.024~0.027、RNA/P-

CODが0.034~0.038の活性汚泥が生成されると推測できる。またこのとき、余剰汚泥P-COD量は流入T-COD負荷の50%弱~35%強であり、流入する浮遊性基質CODの65%~90%弱が代謝され、T-CODの40%~50%弱が無機化されると推測できる。

各種の活性汚泥法変法の相互比較を行なった結果、標準活性汚泥法は除去率においてはすぐれているが、余剰汚泥抑制、流入CODの無機化促進においては必ずしも十分な方法ではないことを定量的に示した。

標準法での良好な流出水質と全酸化法あるいはバイオソープション法での少ない余剰汚泥生成量、高い流入COD無機化能を持つようなプロセスの開発を目的として、標準活性汚泥法における曝気時間の延長効果、汚泥貯留槽の設置効果を検討した。活性汚泥P-COD濃度を2,000mg/ℓで維持する条件でみると、曝気時間を倍にすることによって、除去率を低下せずに、無機化率50%弱であったものに対して10%以上の上昇、流入T-COD負荷の35%強に相当する量であった余剰汚泥P-COD量の1/3近くの減少をなしうる。これを汚泥貯留槽でまかなうとすれば、曝気槽の1/4の容積のものを設置すればよく、また、若干の除去率低下を許容するならば、曝気槽の1/4の部分を減じて汚泥貯留槽にすればよいことがわかった。また、曝気槽容積の1/3程度の汚泥貯留槽を設け曝気槽の活性汚泥P-COD濃度を2,500mg/ℓ程度に維持することによって標準法に近い流出水質と70%程度のT-COD無機化率を得ることが可能であると試算できた。

第6章では、生物学的硝化脱窒法による窒素除去と硝化菌の挙動について検討した。第3章から第5章は活性汚泥中の他栄養性微生物の能力を利用したことになるが、本章では自栄養細菌である硝化菌と他栄養性ではあるが通性嫌気性の脱窒菌の潜在能力を顕在化することに特色がある。

下水処理はし尿処理と異なって、流入する汚濁物質濃度が希薄な反面、水量が多く、新たな施設を用いたり薬品を注入することは、現実的な問題として困難である。ここでは、脱窒のための水素供与体を流入下水に依存し、かつ新たな施設を設けないことを条件として、もともと全面曝気に近い曝気形式で標準法に近い運転をしている活性汚泥法パイロットプラントで、流入水流入部を機械攪拌して脱窒槽となし、返送率を上昇することによって硝化した窒素を多量に脱窒槽に導びいた。

処理結果は水温、DO、pHの環境条件が必ずしも十分ではなかったが、返送率を200%にし、活性汚泥P-COD濃度を2,000mg/ℓ以上に維持することによって、大半が NH_4^+-N とP- Org.N とから成る10~35mg/ℓのT-Nを、 NO_3^--N と若干のS- Org.N とP- Org.N とから成る流出水にし、70~80%の除去率を得た。なお、コントロールとして脱窒槽も曝気した場合のT-N除去率は50%弱であった。

操作因子として返送率をとりあげ、50%~200%の範囲で検討したところ、SS、T-COD、S-COD、P-CODは脱窒槽の有無、曝気槽の活性汚泥P-COD濃度にかかわらず返送率の上昇によって除去率の低下をもたらしたが、窒素については無機態窒素、T-Nともに返送率の上昇によって除去率の大幅な上昇があった。アルカリ度は脱窒槽を設けない場合70%程度の除去率であったが、他ではとくに返送率に依存しなかった。

また、操作因子として系内のMLSSあたりの負荷をとりあげて検討したところ無機態窒素、T-Nとも除去量は負荷にほぼ比例して上昇しているが、除去率は負荷の上昇に対して低下する傾向を示した。

これらの関係を総合的に評価するため、実験より得られた返送率と除去率の関係をを用い、流入水流量と

返送汚泥流量の和が一定の条件下で返送率を操作因子として処理効果を試算したところ、返送率 200 % 程度が妥当であると判断された。これは、実験に用いたパイロットプラントの運転条件からみて、標準法で運転している処理場において、流入水流量を現状に維持して 2 倍量の返送汚泥流量にすることに近い。

第 5 節では下水処理過程での硝化菌の挙動を検討した。MPN 法で測定すると、流入水中には $10^2 \sim 10^3$ 個/ml のアンモニア酸化細菌、亜硝酸酸化細菌が存在したが、曝気槽中には $10^4 \sim 10^5$ 個/ml 存在しており、系での生成量が多いことがわかった。このとき、数 mg/l の $\text{NH}_4\text{-N}$ が 2 ~ 3 時間以内に硝化された。また、この程度のアンモニア酸化細菌の濃度は、本節で提案している硝化菌量の簡易測定法では 10 ~ 20 mg/l に相当している。パイロットプラント運転下での硝化菌量の挙動から、MLSS 一定制御下では硝化菌の wash out を観察することができたが、余剰汚泥引き抜きをしない場合、硝化菌の蓄積が活性汚泥のそれを上回っていた。

以上、下水中の汚濁物質の組成と、活性汚泥中の生物性状とを考慮に入れて、都市下水の活性汚泥法による処理について基礎的な検討を行ってきた。ともすれば、液相からの汚濁物質の除去にのみ目をやりがちな水処理において、反応の主体である活性汚泥の特性や挙動についても実態を明らかにした。しかしながら、ここでの検討では、活性汚泥法のもう一つの大きな操作である沈殿池での固液分離にかかわる汚泥の沈降特性についての情報や、汚泥処理にかかわる諸因子、すなわち濃縮性、脱水性、嫌気性消化の難易性などの情報は得られない。今後はこのような点も考慮に入れたとりあつかいの可能な評価法の検討が必要である。また、第 5 章までの検討で得た有機基質の挙動についての知識を生物学的脱窒における水素供与体のとりあつかいなどに反映させ、下水中の有機物質の除去代謝と窒素の除去を総合的にとらえることも今後の課題である。

謝 辞

本論文は、筆者が京都大学大学院工学研究科博士課程在学中および京都大学工学部衛生工学科在職中に、水質工学研究室で行なった研究成課をまとめたものである。

本研究遂行ならびに本論文作成にあたって、終始熱心に御指導、御助言を賜わった、京都大学工学部衛生工学科教授 宗宮功博士に深く感謝いたします。また、筆者が水質工学研究室に入って研究をはじめた当初から現在にいたるまで、御指導、御助言を賜わっている、国立公衆衛生院衛生工学部長（兼、国立公害研究所水質土壌環境部長）合田健博士に深く感謝いたします。

本研究を行なった水質工学研究室において、特別研究や修士論文を作成する段階で共に研究をすすめてきた、当時京都大学工学部また同大学院工学研究科学生 大塚浩正（現、大塚工業所）、上野正雄（現、日建設計）、安福秀章（現、住友金属）、粕谷明博（現、厚生省）の各氏をはじめとする多くの方々の御協力に感謝の意を表わすとともに、大型計算機による計算実行の過程で多大の援助をいただいた京都大学工学部衛生工学科助手 藤井滋穂氏に感謝いたします。

最後に、研究遂行にあたって御協力を得た水質工学研究室ならびに衛生工学教室の多くの皆様に厚く御礼申し上げます。